



Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**CONTRIBUIÇÃO PARA O ESTUDO DE AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO
DE UM SISTEMA DE ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA E UTILIZAÇÃO DO
GÁS PRODUZIDO**

ANA FILIPA FERREIRA ESTEVES PIRES

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade
Nova de Lisboa para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente,
Perfil Engenharia Sanitária

Orientador Científico
Professor Doutor António Pedro Coimbra Mano

Lisboa, 2009

*“Na Natureza nada se cria, nada se perde, tudo
se transforma”*

Antoine-Laurent de Lavoisier

Aos meus pais, Gonçalo e Leonardo

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e ao Gonçalo, um agradecimento mais que especial pelo apoio incondicional que sempre me deram ao longo da minha vida académica e por tudo o que sempre fizeram para que eu chegasse até aqui.

Ao Leonardo, um agradecimento muito especial, pelo apoio que sempre me deu, por toda a dedicação e paciência, por tudo.

Ao Professor António Pedro Mano por orientar esta Dissertação de Mestrado, pela disponibilidade e tempo dispensado ao longo dos meses de trabalho.

À Professora Leonor Amaral pelo estímulo científico e por toda a disponibilidade sempre prestada.

Ao Engenheiro Bruno Machado, Engenheiro responsável pela ETAR de Sesimbra pela amizade, enorme disponibilidade e apoio sempre demonstrados.

Ao Engenheiro João Farinha pela facilitação de bibliografia adicional e *know-how* do caso em estudo.

SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

AGCL – Ácidos Gordos de Cadeia Longa

AGV – Ácidos Gordos Voláteis

ARU – Águas Residuais Urbanas

ATP – Adenosina Trifosfato

CBO₅ – Carência bioquímica de oxigénio após 5 dias

COT – Carbono orgânico total

CQO – Carência química de oxigénio

EPA - Environmental Protection Agency

E-FER – Electricidade produzida a partir de fontes de energia renováveis

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

E.U.A. – Estados Unidos da América

FAD - Flavina-adenina Dinucleótido

FER – Fontes de Energia Renováveis

GTP - Guanosina Trifosfato

h.e. – habitantes equivalentes

NAD – Nicotinamida Adenina Dinucleótido

NMP – Número mais provável

NUTS - Nomenclaturas de Unidades Territoriais

PCI – Poder Calorífico Inferior

PIB – Produto Interno Bruto

PTN – pressão e temperaturas normais (1atm, 0°C)

REN – Rede Eléctrica Nacional

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SEN – Sistema Eléctrico Nacional

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

ST – Sólidos Totais

TPAD - *temperature phased anaerobic digestion*

UE – União Europeia

RESUMO

As crescentes preocupações relativas à escassez de recursos energéticos (petróleo, carvão) e principalmente a poluição ambiental a eles associada levam à necessidade de procura de fontes alternativas, “amigas do ambiente” e que possam ao mesmo tempo reduzir resíduos gerados pelas várias actividades humanas.

A estabilização anaeróbia de lamas de ETAR é uma tecnologia de estabilização de lamas que pode ser inserida neste contexto pois produz lamas que, desde que possuam parâmetros específicos podem ser utilizadas na agricultura e também um subproduto, o biogás que pode ser utilizado como combustível, reduzindo assim a dependência energética da ETAR e limitando a emissão deste gás para atmosfera.

Nesta dissertação apresenta-se uma revisão bibliográfica sobre a estabilização anaeróbia e sobre o biogás formado.

Tendo em conta que a produção de biogás só é optimizada quando se asseguram parâmetros de funcionamento correctos, dentro de intervalos definidos, foi analisado um sistema de estabilização anaeróbia e determinado qual seria a redução da dependência energética da ETAR seleccionada como caso de estudo (ETAR de Sesimbra) no caso de implementação de um sistema de cogeração.

Palavras-chave: energias renováveis, estabilização anaeróbia, biogás

ABSTRACT

The growing concerns about the shortage of energy resources (oil, coal) and especially the environmental pollution associated to them, lead to the necessity of seeking alternative sources, "environmentally friendly" that can, at the same time, reduce waste generated by different human activities.

It's in this context that anaerobic digestion of WWTP sludge can be defined because it produces sludge that, since it's properly stabilized it can be used for agricultural purposes, and also produces a byproduct, methane gas that can be used as fuel not being released to the environment.

This thesis presents a literature review on the anaerobic digestion and the biogas formed.

Given that the biogas production is only optimal when correct operating parameters within defined intervals are ensured, a anaerobic digestion system was studied and it was determined what would be the reduction of energy dependence of a plant selected as case study (Sesimbra's WWTP) if a cogeneration system was implemented.

Key-words: renewable energies, anaerobic digestion, methane gas

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. ENERGIAS RENOVÁVEIS	3
3. CONTEXTO DAS ENERGIAS RENOVÁVEIS EM PORTUGAL.....	9
4. OBJECTIVOS.....	15
5. CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTOS DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS.....	17
5.1. Caracterização.....	17
5.2. Principais etapas de um processo de tratamento	19
5.2.1. Tratamento preliminar	21
5.2.2. Tratamento primário.....	23
5.2.3. Tratamento secundário	23
5.2.4. Desinfecção	24
5.2.5. Tratamento da fase sólida.....	24
6. ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA	29
6.1. Estabilização anaeróbia de lamas de ETAR.....	30
6.2. Principais Etapas da estabilização anaeróbia.....	32
6.2.1. Bactérias fermentativas, hidrólise e acidogénese.....	34
6.2.2. Bactérias acetogénicas e acetogénese	36
6.2.3. Bactérias metanogénicas e metanogénese.....	37
6.2.4. Bactérias sulfato-redutoras	38
6.3. Factores limitantes da estabilização anaeróbia	38
6.3.1. pH	38
6.3.2. Alcalinidade.....	40
6.3.3. Macro e micro nutrientes.....	41
6.3.4. Substâncias tóxicas	42
6.3.5. Ácidos gordos voláteis	42
6.4. Cinética do processo de estabilização anaeróbia.....	43

6.5.	Tipos de estabilização anaeróbia	45
6.5.1.	Estabilização mesofílica	46
6.5.2.	Estabilização termofílica.....	47
6.5.3.	Comparação dos dois tipos de estabilização.....	47
6.6.	Alternativas à estabilização anaeróbia numa única etapa	50
6.7.	Tipos de digestores anaeróbios	51
6.7.1.	Digestores convencionais	53
6.7.2.	Digestores contínuos.....	53
6.7.3.	Digestores de duas fases.....	55
7.	PRODUTOS DA ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA DE LAMAS - BIOGÁS.....	57
7.1.	Evolução histórica	57
7.2.	Composição e propriedades.....	58
7.3.	Biogás como recurso energético	60
7.4.	Destino final – principais aplicações.....	62
7.4.1.	Utilização em motores.....	62
7.4.2.	Cogeração	63
7.5.	Produção, captação, energia gerada e tarifários aplicáveis	66
7.5.1.	Produção estimada de biogás em ETAR em Portugal.....	67
7.5.2.	Tarifários de energia formada a partir de biogás em Portugal	73
8.	PRINCIPAIS DIFICULDADES TÉCNICAS DE SISTEMAS DE ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA COM UTILIZAÇÃO DE BIOGÁS	75
9.	CASO DE ESTUDO.....	77
9.1.	Caracterização de um sistema teórico de estabilização anaeróbia.....	77
9.2.	Caracterização da ETAR de Sesimbra.....	80
9.2.1.	Dados base.....	81
9.2.2.	Etapas do tratamento	81
9.2.3.	Processo de estabilização anaeróbia.....	83

9.3.	Resultados	87
9.3.1.	Parâmetros operacionais	88
9.3.1.1.	Alcalinidade.....	89
9.3.1.2.	Redução de sólidos totais e voláteis	89
9.3.1.3.	Rácio Ácidos voláteis/Alcalinidade	91
9.3.1.4.	Produção de gás, taxa volumétrica de produção de gás e componentes principais do gás.....	91
9.4.	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	92
9.4.1.	Parâmetros operacionais	92
9.4.1.1.	Redução de sólidos totais e voláteis	92
9.4.1.2.	Efeitos do tempo de retenção hidráulico no sistema	93
9.4.1.3.	Efeitos da carga de sólidos no sistema	95
9.4.1.4.	Produção de gás, taxa volumétrica de produção de gás e componentes principais do gás.....	96
9.4.1.5.	Análise da produção de gás e utilizações existentes.....	96
9.4.2.	Cogeração e produção de energia eléctrica para o SEP	97
10.	CONCLUSÕES	101
11.	BIBLIOGRAFIA	102
	ANEXOS.....	107

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. – Consumo de energia nos 27 países da União Europeia em 2006	3
Figura 2.2. – Crescimento energético sustentável	4
Figura 3.1. – Metas Europeias definidas na Directiva 2001/77/CE	9
Figura 3.2. – Produção de energia eléctrica por distrito em Portugal Continental	11
Figura 3.3. – Produção de energia eléctrica por fonte de energia entre 1999 e 2007 ..	11
Figura 3.4. – Metas indicativas para a produção de energia eléctrica	13
Figura 5.1. - Esquema clássico de tratamento de água residual	21
Figura 6.1. – Esquema simplificado da digestão anaeróbia de lamas de ETAR	30
Figura 6.2. – Principais passos do processo de estabilização anaeróbia	33
Figura 6.3. – Efeito do pH no grau de acidificação	36
Figura 6.4. – Efeito do pH na concentração (%) de ácidos voláteis, acético e propiónico	39
Figura 6.5. - Tempo necessário para atingir 90% estabilização em tanques de estabilização convencionais	46
Figura 6.6. – Tanque Imhoff	52
Figura 6.7. – Esquema de um digestor convencional	53
Figura 6.8. - Esquema de um digestor tipo contínuo	54
Figura 6.9. – Esquema de um digestor duas fases	55
Figura 7.1. – Equivalência energética bruta do biogás	61
Figura 7.2. Principais utilizações do biogás	61
Figura 7.3. – Utilizações preferenciais do biogás	62
Figura 7.4. – Perdas num motor gerador	64
Figura 7.5. – Equivalência energética do biogás	65
Figura 7.6. – Custo de um sistema de co-geração	65
Figura 7.7. – Distribuição do biogás por sector	66
Figura 7.8. Distribuição da produção máxima de biogás por região (NUTS II)	71

Figura 7.9. Distribuição da produção exequível de biogás por região (NUTS II)	72
Figura 9.1. – Vista da ETAR de Sesimbra a 100m de altitude	80
Figura 9.2. – Sistema de estabilização anaeróbia de Sesimbra	83
Figura 9.3. – Valores de alcalinidade nos anos considerados.....	89
Figura 9.4. – Reduções de sólidos totais e voláteis nos anos considerados.....	90
Figura 9.5. – Evolução do rácio ácidos voláteis/alcalinidade.....	91
Figura 9.6. – Reduções de sólidos voláteis no período de Inverno e Verão.....	93
Figura 9.7. – Evolução da alcalinidade nos períodos considerados.....	94
Figura 9.8. – Evolução da redução de SV com a carga de sólidos afluente.....	95
Figura 9.9. – Evolução da alcalinidade com a carga de sólidos afluente.....	95

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1. – Produção de energia renovável na União Europeia em 1995 (milhares de toneladas equivalente-petróleo)	5
Tabela 3.1. – Investimento estimado em Energias Renováveis até 2010, em Portugal	10
Tabela 3.2. – Produção de energia primária a partir de biogás, em Portugal (Ktep) ...	12
Tabela 3.3. – Potencial energético do biogás	13
Tabela 5.1. – Características das águas residuais domésticas	17
Tabela 5.2. – Tipos de tratamento de águas residuais	20
Tabela 5.3. – Características do material gradado	22
Tabela 5.4. – Características físicas das lamas	25
Tabela 5.5. – Caudal mássico e líquido de lamas geradas em ETAR municipais	26
Tabela 5.6. – Avaliação comparativa de diferentes processos de espessamento	27
Tabela 6.1. – Redução de Sólidos voláteis e produção de biogás conforme o tipo de lama	30
Tabela 6.2. – Grupo de bactérias da estabilização anaeróbia e fase em que actuam .	31
Tabela 6.3. – Parâmetros físico-químicos e operacionais de um digestor mesofílico ..	34
Tabela 6.4. – Comparação entre dois tipos de digestão	47
Tabela 6.5. – Critérios de dimensionamento para digestores convencionais e contínuos	50
Tabela 7.1. - Propriedades físicas do metano, dióxido de carbono e sulfureto de hidrogénio	54
Tabela 7.2. – Principais constituintes do biogás	59
Tabela 7.3. - Valores médios de algumas propriedades do biogás	59
Tabela 7.4. – Principais processos de cogeração	59
Tabela 7.5. – Entidades contactadas e dados obtidos	60
Tabela 7.6. Número de h.e. servidos por tipo de tratamento e por zona territorial (NUTS II)	63
Tabela 7.7. Cenários de avaliação	68

Tabela 7.8. Produção máxima de biogás (m ³ /dia)	69
Tabela 7.9. Potencial máximo de energia eléctrica e potência a instalar	69
Tabela 7.10. Potencial exequível de biogás (m ³ /dia)	70
Tabela 7.11. Potencial exequível de energia eléctrica e potência a instalar	71
Tabela 7.12. – Coeficientes Z a utilizar no cálculo da tarifa de remuneração	72
Tabela 9.1. – Periodicidade e parâmetros a analisar num sistema de estabilização anaeróbia	72
Tabela 9.2. – Condições ambientais e operacionais para uma produção máxima de metano durante a estabilização anaeróbia de lamas	74
Tabela 9.3. – Relações e parâmetros para uma produção máxima de metano durante a estabilização anaeróbia de lamas de águas residuais	78
Tabela 9.4. – Condições de afluência no ano 0 e no ano HP	79
Tabela 9.5. – Características dos digestores anaeróbios da ETAR Sesimbra	79
Tabela 9.6. – Características das lamas espessadas	81
Tabela 9.7. – Características das lamas digeridas	84
Tabela 9.8. – Necessidades de calor	85
Tabela 9.9. – Balanço energético do biogás produzido	85
Tabela 9.10. – Parâmetros amostrados na fase líquida	85
Tabela 9.11. – Parâmetros amostrados na fase sólida	87
Tabela 9.12. – Valores obtidos nos anos em causa	87
Tabela 9.13. – Componentes do biogás	88
Tabela 9.14. – Períodos de facturação à EDP	91
Tabela 9.15. – Tarifário pago por período de facturação à EDP	97
Tabela 9.16. – Energia consumida (kWh) ao longo de 3 semanas em cada período de facturação	98
Tabela 9.17. – Energia diária média consumida (kWh) ao longo de 3 semanas em cada período de facturação	98
Tabela 9.18. – Produção de energia eléctrica	98
Tabela 9.19. – Redução de custos com sistema de co-geração	99

1. INTRODUÇÃO

Actualmente, nos países desenvolvidos, o sistema económico ainda se baseia no pressuposto de uma quase inesgotável fonte de energia de origem fóssil. Este pressuposto tem levado a um forte consumo de energia, colocando em causa a disponibilidade de alguns recursos naturais energéticos que são finitos, e que ameaçam desaparecer. Foi esta ameaça que estimulou a procura por sistemas alternativos que, partindo dos recursos renováveis, possam contribuir de forma significativa para assegurar o fornecimento de energia à escala mundial.

O mesmo sistema económico que consome estes recursos gera também uma quantidade muito significativa de resíduos de várias naturezas (florestal, industrial, agrícola e domésticos). Embora os resíduos gerados possam ter algum valor energético bem como vários componentes úteis, o seu valor de transformação é muitas vezes superior aos preços de aquisição e transformação matérias-primas de base que se praticam no mercado mundial, razão pela qual são frequentemente depositados no meio ambiente gerando graves problemas de poluição.

A combinação destes e outros problemas associados torna cada vez mais necessário encarar os resíduos como um sub-produto. Existe assim a necessidade de se encontrarem processos capazes de transformar os resíduos em produtos úteis.

A estabilização anaeróbia da matéria orgânica, é uma das tecnologias actualmente disponíveis, capaz de contribuir para a redução da poluição ambiental e ao mesmo tempo de valorizar os sub-produtos gerados. Pode ser descrito sumariamente como uma conversão microbiológica da matéria orgânica que gera uma mistura de metano e dióxido de carbono que pode ser utilizada como combustível: o biogás.

O biogás é um combustível formado no processo de estabilização anaeróbia e que apresenta geralmente boas perspectivas de utilização em equipamentos de conversão energética. Foi no século XIX que começou o interesse neste gás e nos dias de hoje é considerado uma forma de energia alternativa em forte expansão. Se todos os resíduos mundiais fossem convertidos em metano, a uma eficiência de 50%, seria possível uma economia de 5% na energia fóssil mundial (CCE, 2000).

2. ENERGIAS RENOVÁVEIS

A expectável escassez de recursos fósseis – como o petróleo, o gás natural e o carvão –, o elevado nível das emissões de gases poluentes e o aquecimento global da Terra são elementos de referência do actual cenário energético e ambiental internacional.

Na actualidade o consumo de energia assenta ainda grande parte em fontes de energia não renováveis que, além da poluição que causam, são finitas.

O consumo de energia nos 27 países da União Europeia estagnou nos últimos dois anos(CE, 2008). Em 2006, dos 1800 milhões de tep (toneladas equivalente-petróleo) consumidas na Europa dos 27, apenas 7% correspondia a energias renováveis. A figura seguinte representa o consumo por cada fonte de energia:

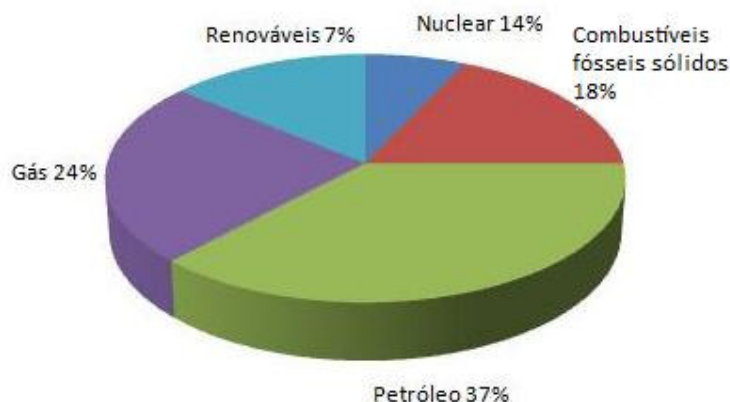


Figura 2.1 – Consumo de energia nos 27 países da União Europeia em 2006 (Adaptado de *Europe's current and future energy position – Demands, resources and investments*, 2008)

A promoção das energias renováveis [todas as formas de energia cuja taxa de utilização é inferior à sua taxa de renovação ou “fontes de energia não fósseis renováveis (energia eólica, solar, geotérmica, das ondas, das marés, hidráulica, da biomassa, de gases de aterros, de gases de instalações de tratamento de lixos e do biogás) (DIRECTIVA 2001/77/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 27 de Setembro de 2001)] é uma resposta efectiva para a resolução deste problema, uma vez que proporcionará a redução da dependência da energia proveniente de fontes não renováveis (combustíveis fósseis como o petróleo, o carvão e o gás natural) e a redução das emissões de gases com efeito de estufa.

A figura seguinte apresenta a previsão da Associação Europeia de Instalações Eléctricas (AIE) do crescimento energético para um futuro sustentável:

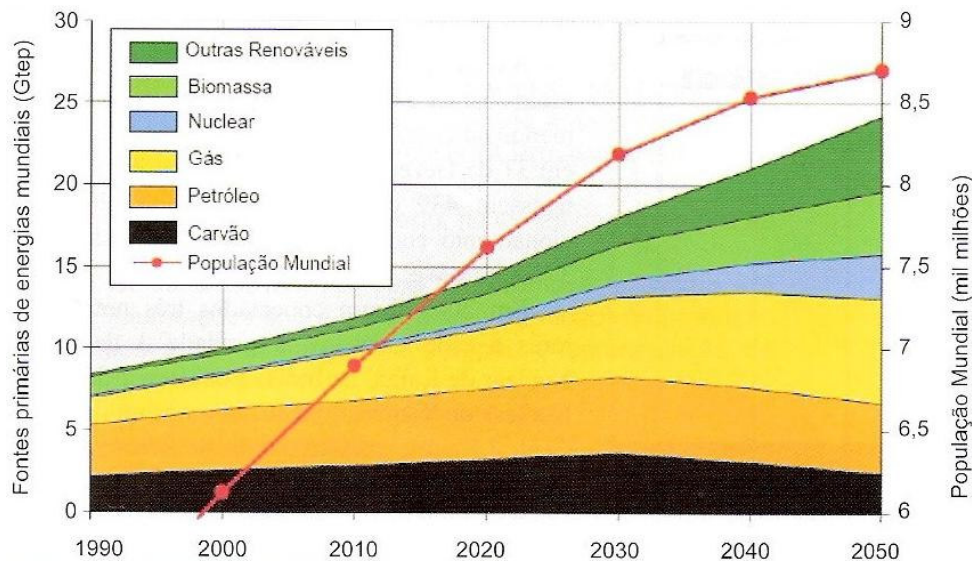


Figura 2.2 – Crescimento energético sustentável (AIE, 2000)

O desenvolvimento das energias renováveis deu-se com as crises petrolíferas da década de 70 e com a tomada de consciência de que os recursos fósseis se esgotariam um dia, não sendo possível definir uma data limite nem a evolução do preço, as tentativas neste sentido mantiveram-se tímidas. Desde então, a questão energética tem vindo a adquirir uma importância cada vez maior.

Tornou-se evidente que a utilização do carvão e do petróleo não correspondia à nova exigência de um desenvolvimento "sustentável". A tomada de consciência dos danos que provocam, designadamente no que se refere à qualidade do ar e às suas consequências para a saúde pública, tem vindo a aumentar. Em 1992, na Cimeira da Terra no Rio de Janeiro, a União Europeia estabeleceu como objectivo estabilizar até 2010 as emissões de CO₂ a valores de 1990 e mantê-las estabilizadas.

Finalmente, a mobilização em torno de novas soluções acentuou-se com a constatação do facto de o consumo excessivo de energias fósseis provoca o aquecimento global do clima do planeta. Esta ameaça esteve na base dos Acordos de Quioto (1998).

A Europa comprometeu-se a reduzir em 8%, em relação ao seu nível de 1990, as emissões de dióxido de carbono (CO₂) no período compreendido entre 2008 e 2012. Após o Acordo de Quioto, a conjuntura energética mundial mudou radicalmente transformando as energias sustentáveis e não poluentes num enorme desafio.

As energias renováveis desempenham um papel cada vez mais importante no abastecimento energético do Mundo e a Comissão Europeia considerou-as capazes de contribuir significativamente para a realização dos objectivos de redução dos gases com efeito de estufa (DINGENEN, 1998).

A tabela seguinte indica a contribuição de cada fonte de energia renovável nos países da União Europeia (no total 6% do consumo energético da União).

Tabela 2.1 – Produção de energia renovável na União Europeia em 1995 (milhares de toneladas equivalente-petróleo)

	Hidráulica	Eólica	Solar	Geotérmica	Biomassa	Outras	Total
Bélgica	30	1	1	1	372	107	512
Dinamarca	3	98	4	1	1308	0	1414
Alemanha	1591	123	36	9	4375	0	6133
Grécia	223	3	98	4	1398	0	1727
Espanha	2408	15	24	7	3876	0	6330
França	6822	0	14	129	9781	0	16746
Irlanda	79	2	0	0	162	0	243
Itália	3840	1	7	2312	3548	91	9798
Luxemburgo	10	0	0	0	41	0	51
Holanda	9	23	3	0	933	0	968
Áustria	3070	0	0	0	3034	0	6104
Portugal	916	1	14	37	2368	0	3338
Finlândia	1013	0	0	0	4898	0	5912
Suécia	5082	6	0	0	6564	0	11652
Reino Unido	438	29	6	1	934	0	1409
Total EU	25535	302	208	2500	43593	198	72337

Fonte: Comissão das Comunidades Europeias, "Energia para o futuro: Fontes de energia renováveis – Livro Branco para uma estratégia e um plano de Acção Comunitários", 1997

Os objectivos da União Europeia levaram ao desenvolvimento de tecnologias relacionadas com o sector das energias renováveis de acordo com as suas fontes, pelo que, a Europa dispõe de um "know how" capaz de enfrentar os desafios que lhe são colocados.

Este conhecimento é fruto do grande esforço de investigação desenvolvido em conjugação com a indústria. Os progressos alcançados assentam na eficácia dos equipamentos de produção e de exploração em termos de potência instalada, custo quilowatt/hora fornecido, aplicações destinadas a utilizações específicas, soluções de armazenamento, etc (DINGENEN, 1998).

A União Europeia apoiou a realização de projectos de inovação técnica bem como projectos de demonstração particularmente importantes para o progresso deste sector.

Para validar a eficácia das soluções, houve a necessidade de “prestar provas” em instalações-piloto. Assim, numa economia de mercado, confirmou-se a capacidade de resposta e interesse económico para aplicações bem dirigidas.

No Livro Branco “Energia para o Futuro: Fontes de Energia Renováveis” (1997) a Comissão Europeia propõe o objectivo de 12% para a parte das energias renováveis no consumo interno bruto da União Europeia em 2010. Esta meta foi também realçada em 2001 através da Directiva Comunitária onde também se define a quota comunitária de 22,1% para produção de electricidade produzida a partir de fontes de energia renováveis.

A Directiva Comunitária 2001/77/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 27 de Setembro de 2001, tem como objectivo a promoção de electricidade produzida a partir de fontes renováveis (E-FER) visando a segurança e diversificação do abastecimento de energia, a protecção ambiental, bem como a coesão social e económica. Estabelece no seu ANEXO os valores de referência para as metas indicativas de produção de electricidade a partir de energias renováveis (ANEXO I).

Com efeito, a eficiência energética tem um papel importante na busca de um futuro energético sustentável, uma vez que permite diminuir o consumo de combustíveis fósseis, reduzir as emissões atmosféricas, racionalizar as necessidades de infra-estruturas energéticas e diminuir a dependência energética face ao exterior.

Neste contexto, é importante conhecer, analisar e debater a forma como podemos enfrentar este desafio global, de forma a aproveitar todas as oportunidades para aumentar a eficiência na utilização dos recursos energéticos disponíveis. (12ª Conferência da COGEN em Portugal – *Uma nova oportunidade para a eficiência energética*).

As previsões para o futuro não são animadoras e em 2010 a União Europeia poderá explorar um valor bem abaixo das estimativas do *Livro Branco das Energias Renováveis* (1997) que apontavam para 15 milhões de tep de produção de biogás.

Na realidade apenas serão exploradas 8,7 milhões de tep de biogás por via de aterros sanitários e de efluentes – agro-pecuários, agro-industriais e urbanos. (Biogás longe das metas em Portugal e na Europa, 2008)

A produção de energia primária a partir de biogás na União Europeia em 2007 encontra-se descrita no ANEXO II.

O gás libertado durante a decomposição dos resíduos sólidos urbanos (RSU) depositados em aterros foi a principal fonte de produção de biogás na UE em 2006 com 58% da produção total (3,1 milhões tep). As lamas de depuração de ETA e ETAR, urbanas e industriais geraram apenas 949 mil tep (toneladas equivalentes de petróleo) (FERREIRA, 2008).

3. CONTEXTO DAS ENERGIAS RENOVÁVEIS EM PORTUGAL

No actual panorama nacional, as energias renováveis têm um grande relevo. Como já foi referido, a Directiva 2001/77/CE apresenta as metas para cada País Europeu de electricidade produzida a partir de energia renovável. No caso de Portugal, a meta é de 39%. As expectativas portuguesas encontram-se até acima deste valor oscilando entre 43%, valor avançado por Sá da Costa, Presidente da APREN (Associação Portuguesa de Energias Renováveis) e os 45% avançados por Victor Baptista, administrador da REN (Rede Eléctrica Nacional) (BEATO, 2006).

O valor de Portugal é apenas suplantado pelas metas da Áustria (78,1%) e da Suécia (60%). Na figura seguinte apresentam-se as metas dos vários países impostas pela Directiva mencionada.

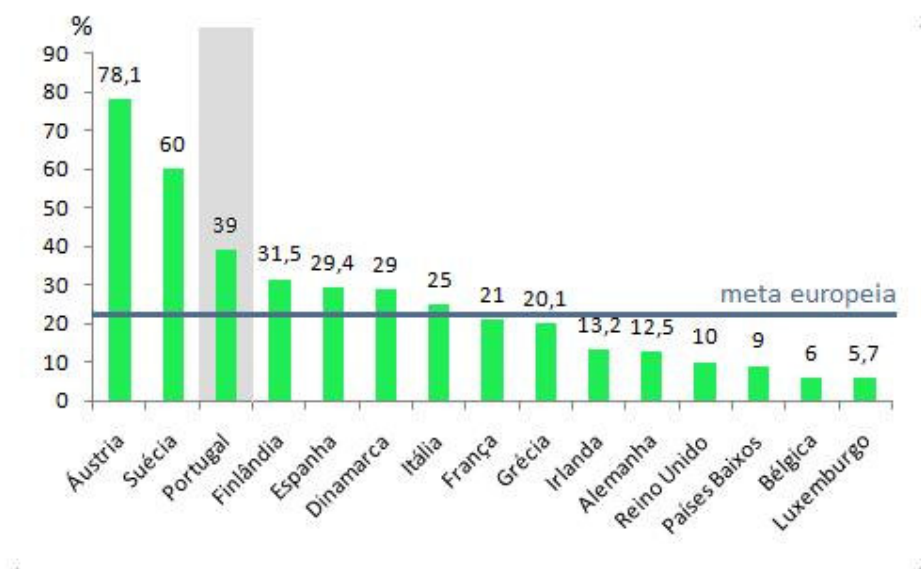


Figura 3.1 – Metas Europeias definidas na Directiva 2001/77/CE

Segundo um estudo feito pela Espírito Santo Research (ESR) para cumprir as metas previstas no Livro Branco “Energia para o futuro: fontes de energia e renováveis”, Portugal terá que investir 6,4 mil milhões de euros em produção de energia através de fontes renováveis até 2010, o equivalente a 4% do Produto Interno Bruto (PIB).

Deste total, a maior parcela destina-se à energia eólica conforme se encontra resumido na tabela 3.1.:

Tabela 3.1 – Investimento estimado em Energias Renováveis até 2010, em Portugal (M€) (Espírito Santo Research Group, 2003)

Fonte de energia:	Investimento (Milhões €)
Mini-hídrica	170
Hídrica	774
Eólica	4220
Biomassa + biogás	294
Resíduos sólidos urbanos	126
Fotovoltaica	850
Total	6434

Todo este investimento tem um carácter urgente porque contribui para reduzir a dependência de Portugal do exterior. Em 2004, Portugal importou 14% da electricidade consumida (Energia importada vale 14% do consumo, 2004), independentemente do valor de importação de combustíveis fósseis.

A incorporação de FER (fontes de energia renováveis) no consumo bruto de energia eléctrica foi de 36 por cento em 2006. Portugal foi, em 2005, o sexto país da União Europeia (UE15) com maior incorporação de energias renováveis. A descida de um lugar, relativamente a 2004, deve-se ao forte decréscimo da produção hídrica em 2005 (Ambiente online, 2008).

Esta produção de energia eléctrica a partir de fontes de energia renováveis está concentrada no Norte, principalmente nos distritos de Bragança, Viana do Castelo, Viseu, Coimbra, Vila Real e Braga (1000, 819, 772, 714, 628 e 614MW respectivamente). Excluindo a grande hídrica, estes são os principais distritos em termos de potência instalada, correspondendo a potência destes oito distritos a 74 por cento do total nacional.

A figura seguinte apresenta, por distrito, a produção de energia (GWh) (excluindo a energia fotovoltaica).

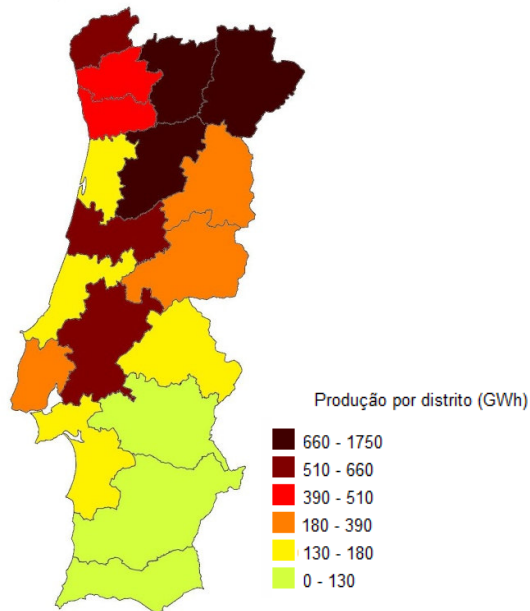


Figura 3.2 – Produção de energia eléctrica por distrito em Portugal Continental (Adaptado de: DGGE – Direcção Geral de Geologia e Energia, Relatório de Energias Renováveis - 2005)

A figura seguinte apresenta a evolução da energia eléctrica produzida através de fontes de energia renováveis. Verifica-se que o peso da biomassa/RSU pouco se alterou no período entre 1999 e 2007.

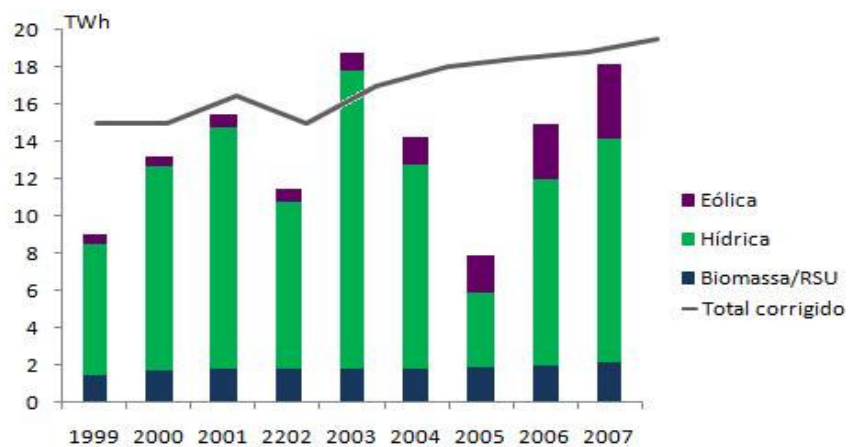


Figura 3.3 – Produção de energia eléctrica por fonte de energia entre 1999 e 2007 (SANTOS & CARVALHO, 2008)

Devido às características geográficas do nosso país, não é difícil perceber porque a energia hídrica detém a maior percentagem de produção.

Apesar da energia eólica ser a grande fonte de crescimento das energias renováveis em Portugal, dada a sua eficiência energética e as grandes restrições impostas à hídrica, é importante focar uma outra forma de energia que se forma em Estações de Tratamento de Resíduos Sólidos e em Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) que deverá ser explorada de forma mais eficiente pois pode levar à diminuição da dependência energéticas dessas estações e a uma menor libertação do gás produzido para a atmosfera: o biogás.

A gestão sustentável dos recursos energéticos é um dos maiores desafios que o mundo actual enfrenta. Para fazer face a este desafio, a União Europeia definiu como principal vector da sua política energética a promoção da eficiência energética, na qual se destaca o desenvolvimento da cogeração, por ser a medida mais eficaz de optimização energética que é possível implementar (12ª Conferência da COGEN em Portugal – *Uma nova oportunidade para a eficiência energética*).

A produção de energia primária a partir de biogás na União Europeia em 2007 encontra-se descrita no ANEXO II.

O resumo para Portugal encontra-se na tabela seguinte:

Tabela 3.2 – Produção de energia primária a partir de biogás, em Portugal (Ktep)

Fonte:	Aterros sanitários	Lamas de depuração(1)	Outras fontes(2)	Total
Portugal	-	-	9,2	9,2

(1) Urbanas e industriais

(2) Centrais agro-pecuárias, centrais de metanização de resíduos sólidos urbanos e centrais centralizadas de coestabilização

Portugal encontra-se entre os países com menor produção de energia primária a partir de biogás registando apenas 9200 mil tep ou seja, 0,17% da energia primária gerada a partir de biogás na EU.

Foi definida em Resolução de Conselho de Ministros (RCM nº 63/2003) a meta de 50MWe de potência instalada com origem no aproveitamento do biogás, até 2010 conforme se indica na figura 3.4.

Metas indicativas para a produção de energia eléctrica a partir das fontes de energia renovável (FER)

Recursos endógenos	Capacidade instalada em 2001 (megawatts)	Capacidade a instalar até 2010 (megawatts)
Eólicos	101	3 750
Pequenos aproveitamentos hídricos	215	400
Biomassa	10	150
Biogás	1	50
Resíduos sólidos urbanos	66	130
Ondas	0	50
Fotovoltaico	1	150
Hídricos	4 209	5 000
<i>Total</i>	4 603	9 680

Fonte: Cálculos feitos a partir das obrigações comunitárias e das necessidades energéticas nacionais, em consonância com a revisão de 2003 do Plano de Reforço de Interligações da REN.

Figura 3.4 – Metas indicativas para a produção de energia eléctrica (Resolução de Conselho de Ministros nº.63/2003)

A tarifa do biogás aumentou no início de 2005 em cerca de 28%, de 72 €/MWh para 100€/MWh (remuneração acima da concedida para a eólica). Estas medidas, aliadas à construção de novos sistemas de ETAR e tratamentos de RSU, integrados em estratégias ambientais e conservação dos recursos, poderão potenciar novos empreendimentos de aproveitamento energético de biogás (QUERCUS AMBIENTE nº25).

O Governo definiu posteriormente uma meta de 150MWe para a exploração de biogás em 2010 (FERREIRA, 2008), um valor inferior ao que foi estimado, pelo fórum de Energias Renováveis (ADENE/INETI, 2001), num total de 886GWh/ano, ou seja, perto de 230 MWe de potência instalada. Em particular, o biogás com origem em ETAR pode representar cerca de 157 GWh/ano conforme se indica na tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Potencial energético do biogás

Fonte	Energia eléctrica (GWh/ano)	Potência eléctrica (MWe*)
Agro-Alimentar	120	31
Agro-pecuário	226	59
ETAR	157	41
Aterros (RSU)	383	99
Total	886	230

Em 2001, existia 1 MWe de potência instalada, o que representa apenas 0,7% do potencial disponível. Importa salientar que a queima do metano evita o seu lançamento na atmosfera, local onde é fortemente nocivo, potenciando o efeito de estufa.

Dados das estatísticas rápidas sobre energias renováveis, compilados pela Direcção Geral de Energia e Geologia, mostram que a potência instalada em Abril de 2008 era de 12,4MW, apenas 12% do objectivo traçado. A potência já licenciada ascende a 41MWe faltando ainda 109MWe.

4. OBJECTIVOS

Da conjugação do panorama energético mundial e dos cenários de referência em que a disponibilidade de recursos fósseis diminui, aumentando os custos das mesmas e também a poluição gerada, conjugado com o aumento da produção de resíduos fruto do aumento da população mundial, torna-se cada vez mais importante a valorização dos mesmos.

Daqui resultam factores chave de sucesso para o desenvolvimento do aproveitamento do biogás:

- i. disponibilidade de matéria prima;
- ii. redução da poluição.

Deste cenário resulta ainda que a evolução previsível seja para o aumento da competitividade do custo do quilowatt produzido a partir de resíduos.

Para outras fontes alternativas existe necessidade de um investimento fixo de base enquanto que, para a produção de biogás há unicamente um acréscimo de investimento centrado na cogeração porque o investimento base, a ETAR já existe e, em laboração normal, produz a matéria-prima necessária à formação de biogás.

Esta dissertação, para além do fim académico a que se destina, pretende ser o contributo possível para o desenvolvimento do aproveitamento de biogás.

Dada a natureza do trabalho, optou-se por uma abordagem de processo incluindo a caracterização e as várias fases de tratamento de águas residuais bem como o processo de estabilização anaeróbia e a caracterização do produto resultante, o biogás que alimentará a cogeração contribuindo assim para a redução de custos, preservação do meio ambiente e redução de dependência de combustíveis fósseis.

De forma complementar, procura-se analisar o desempenho de um sistema de estabilização anaeróbia, qual o seu potencial em biogás e respectivo impacte a nível de produção de energia.

Para o desenvolvimento da presente dissertação foram definidos os seguintes objectivos:

- i. Analisar, a nível nacional qual a potencial produção de energia eléctrica nas ETAR através de dois cenários;
- ii. Caracterizar um sistema de estabilização anaeróbia teórico;
- iii. Caracterizar o sistema de estabilização anaeróbia de uma ETAR seleccionada como caso de estudo;
- iv. Analisar o desempenho do sistema de estabilização anaeróbia da ETAR em estudo;
- v. Avaliar qual o potencial energético da ETAR e qual a contribuição para o decréscimo da sua dependência energética à rede

5. CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTOS DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS

5.1. CARACTERIZAÇÃO

As águas residuais urbanas (ARU) são definidas como sendo águas residuais domésticas ou a mistura de águas residuais domésticas com águas residuais industriais e ou águas de escoamento pluvial segundo o estabelecido pela Directiva 91/271/CEE de 21 de Maio e transposto para a legislação portuguesa através do Decreto-Lei 152/97 de 19 de Junho.

As ARU variam muito em composição sendo constituídas por matéria orgânica e mineral, em suspensão ou dissolvida, nutrientes, microrganismos e organismos patogénicos.

Transportam uma quantidade significativa de matérias poluentes que, se não forem removidas podem degradar a qualidade da água do meio receptor, pondo em causa não só toda a fauna e flora características destes meios, mas também, todas as utilizações que são dadas a estes meios, como sejam, a piscicultura, a utilização balnear, etc.

As características médias das águas residuais urbanas resumem-se na tabela seguinte:

Tabela 5.1 – Características das águas residuais domésticas (QASIM, 1999)

Parâmetros	Unidade	Intervalo
Cor	-	-
Odor	-	-
pH	-	6,7-7,5
SST	mg.L ⁻¹	120-360
CBO5	mg.L ⁻¹	110-400
CQO	mg.L ⁻¹	200-780
COT	mg.L ⁻¹	80-290
Óleos e gorduras	mg.L ⁻¹	50-150
Azoto total	mg.L ⁻¹	20-85
Fósforo total	mg.L ⁻¹	4-8
Coliformes fecais	NMP/100mL	10 ⁵ -10 ⁸

Os objectivos de qualidade são regulados pelo Decreto-Lei 152/97 de 19 de Junho onde o meio receptor se distingue em *zonas sensíveis* e *zonas menos sensíveis*, cabendo ao Instituto da Água, I.P. (INAG, I. P.) a sua identificação.

Em Portugal existem vinte e cinco zonas identificadas como sensíveis e três identificadas como menos sensíveis de acordo com o *Anexo do D.L.198/2008 de 8 de Outubro 2008* (ANEXO III).

De um modo geral, na Europa tem-se vindo a registar uma melhoria no tratamento das águas residuais ultrapassando a taxa de cumprimento das normas comunitárias os 90% (Agência Europeia do Ambiente, 2003).

Uma das questões que se coloca à engenharia sanitária e à saúde pública é *qual o nível de tratamento que deve ser conseguido, além dos limites de descarga, para assegurar a protecção da saúde pública e do ambiente?* A resposta a esta questão requer uma análise detalhada das condições e necessidades locais, a aplicação do conhecimento científico, discernimento técnico com base em experiências anteriores bem como dos regulamentos e leis aplicáveis (METCALF & EDDY, 2003).

As questões relacionadas com a qualidade da água tratada aumentam quando cada vez maiores quantidades destas águas são descarregadas em massas de água que são ou podem ser utilizadas como zonas de captação de água para consumo (METCALF & EDDY, 2003).

Nestas circunstâncias o objectivo de processos de tratamento será de proteger a qualidade das águas no meio receptor, através da remoção de sólidos em suspensão, da matéria orgânica e dos nutrientes. O tratamento das águas residuais tem uma importância vital não só para a preservação das águas superficiais mas também para proteger a população das doenças transmitidas pela água. Este aspecto assume maior relevância em regiões onde nem toda a população tem acesso a água tratada.

A Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) constitui o modo mais adequado à promoção da saúde pública e à preservação dos recursos hídricos, de modo a evitar a sua contaminação.

5.2. PRINCIPAIS ETAPAS DE UM PROCESSO DE TRATAMENTO

O recurso à água para efeitos do saneamento, obriga o seu afastamento do aglomerado populacional (drenagem) e tratamento (depuração), a fim de se evitar riscos para a saúde pública, incomodidade para as populações e prejuízos para a ecologia dos meios receptores (destino final) quer se trate de uma massa de água ou do solo (SOUSA, 1990).

Os sistemas de drenagem de água residual, mais concretamente as redes de drenagem, podem classificar-se em separativas, unitárias, mistas ou pseudo-separativas. Sendo estes conceitos abrangidos pelo Decreto-Regulamentar 23/95 de 23 de Agosto.

As redes separativas são constituídas por duas redes de colectores distintas uma destinada ao escoamento de águas residuais domésticas e outra ao escoamento de águas pluviais que são directamente drenadas para o meio receptor.

Por rede unitária, tal como o nome indica, são designadas as redes únicas que escoam águas residuais domésticas e pluviais num único colector.

Redes mistas são aquelas em que parte da rede é unitária e outra separativa. Nos casos em que seja admissível, em condições excepcionais, a ligação de águas pluviais de pátios interiores ao colector de águas residuais domésticas, a rede designa-se por pseudo-separativa.

Além da rede de colectores, os sistemas de drenagem podem incluir ainda instalações e condutas elevatórias bem como um conjunto de órgãos acessórios, gerais ou especiais, os quais se destinam a assegurar um adequado funcionamento do sistema nas condições definidas e permitem, além disso, proceder às operações necessárias de exploração e manutenção. São exemplo destes órgãos, as câmaras ou caixas de visita e queda, as ligações domiciliárias, sarjetas e sumidouros entre outros.

No que se refere aos tratamentos das águas residuais consideram-se geralmente três categorias de processo: mecânico, químico e biológico.

Realizar um tratamento de águas residuais é utilizar um ou mais processos que visem reduzir o teor de impurezas de tal modo que os produtos e subprodutos finais possam ser reutilizados ou devolvidos ao meio receptor sem que as características deste meio sejam alteradas negativamente.

De acordo com VAN HAANDEL E LETTINGA (1994) o objectivo principal do tratamento de águas residuais é corrigir as suas características indesejáveis de tal modo que o seu uso ou a sua disposição final possa ocorrer de acordo com as regras e critérios definidos pelas autoridades regulamentadoras.

O tratamento das águas residuais é concebido para que, quando possível, se utilize os mecanismos de depuração natural e que estes processos se completem num ambiente controlado. Além disto, as unidades de tratamento de águas residuais são construídas para remover contaminantes que não são normalmente sujeitos a processos naturais de depuração e também tratar os sólidos (lamas) que são gerados nas várias etapas de tratamento. Em geral, uma Estação de Tratamento de Águas Residuais é concebida e planeada para os seguintes objectivos (SPELLMAN, 2003).

- proteger a saúde pública;
- proteger as reservas naturais de água;
- proteger a vida aquática;
- preservar os usos da água;
- proteger as terras adjacentes aos meios receptores.

Na tabela 5.2 resumem-se os vários tipos de tratamento e na figura 5.1 ilustram-se as várias etapas de tratamento.

Tabela 5.2 – Tipos de tratamento de águas residuais (SPELLMAN, 2003)

Tipo de tratamento	Principais características
Preliminar	Remove o material que pode danificar o equipamento ou que pode ocupar espaço sem ser tratado
Primário	Remoção de sólidos em suspensão e decantáveis
Secundário	Remoção de CBO, matéria orgânica dissolvida ou coloidal através de uma remoção biológica. Os compostos orgânicos são convertidos a compostos estáveis, dióxido de carbono e mais microrganismos.
Terciário	Utiliza processos químicos, físicos e biológicos para remover CBO adicional, sólidos e nutrientes nomeadamente azoto e fósforo
Desinfecção	Remove os microrganismos para eliminar ou reduzir a possibilidade de doenças quando o efluente final é descarregado
Tratamento de lamas	Estabiliza as lamas removidas da água residual durante o tratamento, inactiva os organismos patogénicos e reduz o volume das lamas ao retirar água

A figura seguinte ilustra um esquema clássico de um processo de tratamento.

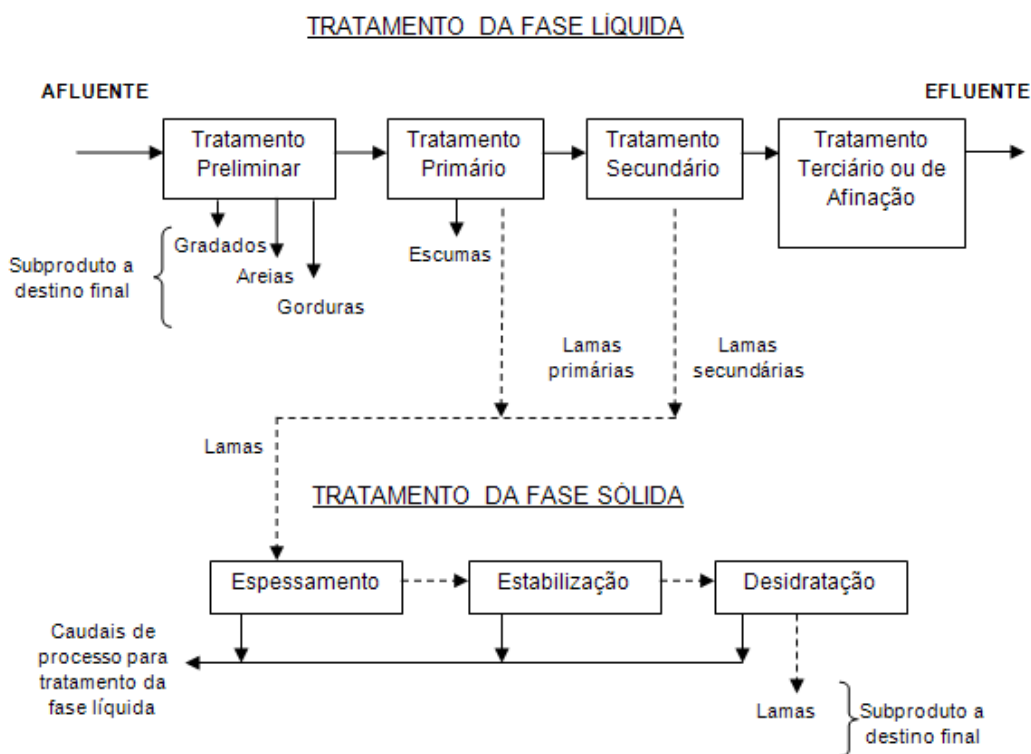


Figura 5.1 - Esquema clássico de tratamento de água residual (PEDROSO, 2008)

Seguidamente descrevem-se os principais tipos de tratamento.

5.2.1. Tratamento preliminar

O tratamento preliminar tem como objectivo proteger os equipamentos da ETAR através da remoção de elementos grosseiros que o podem danificar e inclui nomeadamente as operações de gradagem, desarenação e desengorduramento.

A principal função da operação de gradagem é remover materiais grosseiros presentes no afluente que podem danificar os equipamentos dos processos seguintes, reduzir a fiabilidade e eficácia do processo ou contaminar as águas residuais (METCALF & EDDY, 2003).

As grades podem ser classificadas em finas, médias ou grossas dependendo do espaçamento entre barras. Em geral utiliza-se uma combinação de tipos de grades (grossa ou média seguida de fina) para que a retenção dos gradados seja mais eficiente. A acumulação de material a montante das mesmas induz colmatação o que requer uma limpeza das mesmas que pode ser automática ou manual.

As características dos materiais gradados são resumidas na tabela seguinte:

Tabela 5.3 – Características do material gradado (Amaral, 2008)

Características	Valor
Peso volúmico (Kg/m^3)	650-950
Teor em água (%)	70-90
Produção – valor médio (m^3 gradados/ 10^6m^3 ARU afluente)	20

A seguir à operação de gradagem são efectuadas as operações de desarenação e desengorduramento.

Os materiais retidos na desarenação são caracterizados como sendo não putrescíveis, possuem uma velocidade de sedimentação relativamente superior ao material orgânico e são, em geral, partículas discretas em oposição ao material floculento (WPCF, 1977). Estão incluídos na descrição anterior as areias, cascalho, matéria mineral de pequena dimensão e material orgânico não putrescível.

Todo este material é removido para proteger os órgãos mecânicos seguintes de fenómenos de abrasão e reduzir o entupimento das condutas (especialmente nas mudanças de direcção) pela deposição deste material nas mesmas (WPCF, 1977) bem como para evitar o aumento de carga no tratamento com material relativamente inerte.

A velocidade de sedimentação deste material encontra-se entre 0,15m/s e 0,4m/s. Para valores inferiores ou superiores há deposição ou passagem respectivamente. (AMARAL, 2008).

O desengorduramento é uma operação unitária no qual as partículas sólidas numa suspensão líquida se ligam a minúsculas bolhas de gás (geralmente ar) dando assim a este complexo *gás-sólido* flutuabilidade. Este aglomerado ascende à superfície e liga-se a outras partículas podendo assim ser removido de forma mecânica (WPCF, 1977).

A remoção de óleos e gorduras é importante pois limita a obstrução dos colectores, a aderências aos equipamentos da ETAR e o surgimento de dificuldades nas trocas gasosas (AMARAL, 2008).

5.2.2. Tratamento primário

O objectivo do tratamento primário é remover os sólidos orgânicos sedimentáveis. Em geral esta operação remove 50-70% de sólidos suspensos e 30-40% de CBO_5 (carência bioquímica de oxigénio) (QASIM, 1999). Estes sólidos orgânicos acumulam-se no fundo dos decantadores primários dando origem a um subproduto, lamas primárias. Embora não seja muito comum, pode haver adição de reagentes no decantador para que o processo de sedimentação seja mais eficaz.

5.2.3. Tratamento secundário

O grande objectivo do tratamento secundário é remover a matéria orgânica remanescente pois a eficiência do tratamento primário não é, em geral, suficiente para garantir a qualidade exigida ao efluente final.

Em linhas gerais, tal como foi definido pelo Clean Water Act, o tratamento secundário é aquele que produz um efluente com não mais de 30mg/L de CBO (Carência Bioquímica de Oxigénio) e 30mg/L de SST (Sólidos Suspensos Totais).

Pelo Decreto-Lei 152/97 de 19 de Junho, o tratamento secundário é definido como o “tratamento das águas residuais urbanas que envolve geralmente um tratamento biológico com decantação secundária ou outro processo que permita respeitar os valores legislados” [25mg/L de CBO_5 a 20°C sem nitrificação, 125mg/L de CQO e 35mg/L de SST (que pode variar conforme o número de habitantes equivalentes: 35 e 60 para aglomerados superiores a 10000 h.e. e entre 2000 e 10000 h.e. respectivamente)].

Na maioria dos casos o tratamento secundário de águas residuais baseia-se em processos biológicos que utilizam microrganismos que decompõe a matéria orgânica. (NOVOTNY & IMHOFF, 1989). Em geral são utilizados processos aeróbios sendo os anaeróbios utilizados especialmente no tratamento preliminar de efluentes com elevadas cargas orgânicas ou para estabilização de lamas.

Os processos de tratamento secundário produzem dióxido de carbono e biomassa sendo necessário estarem combinado com alguma forma de remoção de sólidos (decantadores, filtros, etc). Formam-se neste processo lamas secundárias.

5.2.4. Desinfecção

A água residual tratada é desinfetada de forma a reduzir a população bacteriológica. É particularmente importante quando o efluente é descarregado numa massa de água que é utilizada para fins balneares, ou para posterior captação de água. Esta desinfecção pode ser feita através da adição de cloro, ozonização e radiação UV entre outras.

5.2.5. Tratamento da fase sólida

As lamas tratadas na fase sólida são provenientes dos decantadores primários e secundários. Podem provir também da precipitação química, unidades de nitrificação-desnitrificação, gradagem e tamisação ou processos de filtração sempre que a estação possua estas unidades. Mas, em geral, as lamas produzidas nestes processos são recicladas através dos decantadores primários e secundários e acabam, em última instância, por gerar lamas primárias e secundárias.

As lamas são essencialmente constituídas por água e, em geral, as lamas secundárias (provenientes de decantadores secundários) são mais leves e consequentemente mais difíceis de processar que as lamas primárias. (SPELLMAN, 2003).

As características das lamas provenientes dos vários tipos de tratamento encontram-se resumidas na tabela seguinte:

Tabela 5.4 – Características físicas das lamas (Adaptado de QASIM, 1999)

Tipo lama	Descrição			
Primária	Cinzenta e fina com odor extremamente forte. SSV 60-70%, Facilmente digeridas por processos aeróbios ou anaeróbios			
	g/m ³	% sólidos	Peso específico dos sólidos	Peso específico das lamas
	105 – 165	4-8	1.4	1.02
Secundária (lamas activadas)	Sólidos biológicos, aparência castanha e floculenta, quando fresca possuem um cheiro terroso. Torna-se escura e séptica rapidamente e fica com um desagradável cheiro a petrificação. O conteúdo em SSV situa-se entre 70-80%. Facilmente digeridas em digestores aeróbios e anaeróbios.			
	g/m ³	% sólidos	Peso específico dos sólidos	Peso específico das lamas
		0,8-2,0 (decantador)		
	70-100	0,2-0,6 (tanque arejamento)	1,45	1,025
Secundária (leitos percoladores)	Floculenta com cor castanha. Cheiro terroso quando fresca. Sofre decomposição e torna-se ofensiva. SSV: 60-75%			
	g/m ³	% sólidos	Peso específico dos sólidos	Peso específico das lamas
	50-90	2-4	1.45	1.025

A quantidade de lama produzida diariamente por habitante, expressa em quantidade de matéria seca pode ser estimada com base nos valores que se resumem na tabela 5.5. Considerando que umas lamas mistas (primárias + secundárias) podem ter um teor em sólidos variável entre 2% e 8% de sólidos totais (ST), o caudal líquido pode também variar de acordo com o apresentado na mesma tabela (CCE, 2000).

As lamas geradas em ETAR municipais têm um teor de matéria orgânica entre os 60% e 80% na forma de sólidos voláteis.

Tabela 5.5 – Caudal mássico e líquido de lamas geradas em ETAR municipais (Adaptado de CCE, 2000)

Tipo lama	Processo secundário	Caudal	
		Mássico (Kg ST/hab.d ¹)	Líquido (L/hab.d)
Primária		0,045	
Secundária	Lamas activadas	0,035	
	Filtração biológica	0,025	
Mista	Lamas activadas	0,080	1-4
	Filtração biológica	0,070	0,9-3,5

Como já foi referido, as lamas possuem elevadas quantidades de água, e o espessamento é utilizado como forma de concentrar os sólidos e reduzir o volume de água. Ao aumentar a concentração em sólidos o tratamento das lamas pode ser feito de maneira mais económica, pois as lamas espessadas requerem menores volumes de tanques, tubagens menores e também menores equipamentos de bombagem.

O conteúdo de sólidos presentes nas lamas primárias, secundárias ou até mistas (primárias e secundárias) varia consoante as características das lamas e também com o modo de operação da ETAR.

Os métodos de espessamento incluem espessamento por gravidade, flotação, força centrífuga e prensagem.

Os métodos por gravidade são os mais eficientes nas lamas primárias. Em geral os resultados obtidos apresentam concentrações de 8-10% de sólidos para lamas primárias, 2-4% para lamas activadas, 7-9% para leitos percoladores e 4-9% quando se trata de lamas mistas. (SPELLMAN, 2003). O êxito deste tipo de espessamento depende do tipo de lamas, temperatura, altura do manto de lamas, carga de sólidos e carga hidráulica.

O processo por ar dissolvido é mais utilizado para o espessamento de lamas activadas ou lamas provenientes do tratamento químico. O modo operativo consiste na separação de sólidos através da introdução pequenas bolhas de ar nas lamas. As bolhas ligam-se à matéria particulada que depois ascendem à superfície.

A principal vantagem deste espessamento em relação ao efectuado por gravidade é a habilidade de remover mais rapidamente e de forma mais eficiente partículas que sedimentam devagar pela acção da gravidade. É possível obter concentrações de sólidos 2 a 8 vezes superiores às iniciais (QASIM, 1999).

A centrifugação é um processo no qual os sólidos são espessados ou desidratados através da força centrífuga. Este método envolve bastante energia e elevados custos de manutenção e por isso só deverá ser usado quando o espaço é limitado e não se consegue digerir as lamas por outros meios.

As características gerais dos vários processos de espessamento estão resumidas na tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Avaliação comparativa de diferentes processos de espessamento (Adaptado de QASIM, 1999)

Critérios de avaliação	Gravidade	Flotação por ar dissolvido	Centrifugação	Filtro prensa	Tambor rotativo
Requisitos de espaço	Alto	Médio	Baixo	Médio	Médio
Operação e manutenção	Simplex	Médio	Alto	Médio	Médio
Aplicação	Primárias e mistas	Lamas activadas	Lamas activadas	Lamas activadas	Lamas activadas
Requisitos de químicos	Nenhum	Alto	Alto	Médio	Médio
Requisitos de energia	Baixo	Alto	Alto	Médio	Médio
Custos de investimento	Baixo	Alto	Alto	Médio	Médio
Custos de operação	Baixo	Alto	Alto	Médio	Médio
Concentração de sólidos espessados	Médio	Baixo	Alto	Médio a alto	Médio a alto
Problemas de corrosão	Alto	Médio	Nenhum	Médio	Médio
Problemas com odor	Grave	Moderado	Baixo	Moderado	Moderado

Após o espessamento, ocorre o processo de estabilização de lamas sempre que seja necessário.

O principal objectivo da estabilização de lamas é a redução de organismos patogénicos, volume, eliminação de odores e controlo do potencial de putrefacção da matéria orgânica para que seja possível a valorização ou a sua deposição final. Os processos de estabilização de lamas incluem a estabilização aeróbia ou anaeróbia, estabilização química ou física (temperatura).

A escolha do tipo de processo depende fortemente da utilização a dar às lamas. A legislação local ou nacional pode exigir características que influenciam a escolha e selecção dos processos, critérios de dimensionamento e até restrições de deposição.

Em geral são utilizados os critérios de *conteúdo e redução de sólidos voláteis* e *redução de organismos patogénicos*.

A estabilização aeróbia é normalmente utilizada em ETAR de pequena dimensão, e é efectuada num reactor arejado onde se mantém uma taxa de oxigénio dissolvido (OD) de 1,0 mg/L, através do arejamento o qual também promove a mistura das lamas. Apresenta tempos de retenção médios de 20 dias (SPELLMAN, 2003). Possui algumas vantagens tais como custos de investimento baixos, simplicidade de operação, as lamas digeridas não possuem odor, estão estabilizadas e são fáceis de desidratar. A grande desvantagem deste processo é o elevado custo de operação (QASIM, 1999).

A estabilização anaeróbia é o processo de estabilização de lamas mais amplamente utilizado em ETAR de média e grande dimensão (QASIM, 1999) devido, em parte, à sua eficiência energética e requisitos de reagentes baixos.

É um processo que envolve bactérias que crescem na ausência de oxigénio. A grande vantagem deste tipo de estabilização, além do que já foi referido anteriormente, é que apenas uma pequena percentagem dos sólidos é convertido em novas células bacterianas. A grande maioria é convertida em dióxido de carbono e metano.

Devido à importância deste processo no âmbito desta dissertação, este será descrito em pormenor no ponto 6.

Além dos dois tipos de estabilização mencionados existem também métodos de estabilização como a estabilização química ou o condicionamento térmico.

A desidratação é a última etapa antes do transporte das lamas para um silo ou contentor para posteriormente serem retiradas da ETAR e assim terminar o tratamento da fase sólida. É uma fase importante pois, o transporte das lamas apresenta custos associados que estão directamente ligados ao peso/volume das lamas. O excesso de água implica um excesso de peso/volume (em água) desnecessário.

Os mecanismos de desidratação de lamas são bastante diversos e podem ser bastante simples ou extremamente complexos. Leitos de secagem são um bom exemplo de sistemas simples onde o mecanismo de evaporação é utilizado para se conseguir uma desidratação de lamas. Sistemas complexos incluem centrifugação com adição de polielectrólito, filtros banda e filtros prensa. Estes últimos apresentam resultados bastante bons na percentagem de sólidos conseguida.

6. ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA

A estabilização anaeróbia encontra-se entre os mais antigos processos de tratamento, tendo sido utilizada pela primeira vez há mais de um século.

Além da utilização no tratamento de águas residuais urbanas, a estabilização anaeróbia é também amplamente utilizada no processamento de resíduos proveniente da agricultura (p.e. resíduos de plantas e de animais) e águas residuais provenientes de indústrias alimentares.

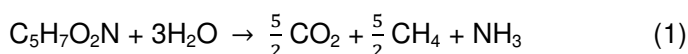
É, em termos gerais, uma degradação bioquímica, mediada por microrganismos, de material orgânico complexo em material orgânico simples e nutrientes dissolvidos.

São reconhecidas as vantagens da estabilização anaeróbia como por exemplo a elevada capacidade para tratar substratos pouco degradáveis, o seu potencial para produção de metabolitos intermédios, requisitos de energia baixos, redução de odores e também a possibilidade de formação de metano e consequente recuperação de energia seja pela combustão deste ou mesmo pela produção de hidrogénio (RAMIREZ & STEYER, 2008).

Com o desenvolvimento de sistemas de aquecimento e mistura este processo é, hoje em dia, o processo mais comum de estabilização de lamas.

A estabilização anaeróbia representa um grande potencial na produção de energia através de fontes renováveis e tem sido cada vez mais reconhecida como uma tecnologia sustentável e “amiga do ambiente” para o tratamento e destino final de resíduos sólidos, águas residuais e subprodutos do tratamento destes.

A reacção global que traduz a estabilização anaeróbia é a seguinte:



Onde $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ representa a matéria volátil biodegradável.

Utilizada há mais de 100 anos, a estabilização anaeróbia tem provado ser economicamente viável devido às seguintes características (EPA), (AMARAL, 2008):

- capacidade de estabilizar grandes volumes de lamas com custos relativamente baixos;
- capacidade de gerar biogás;
- nula ou praticamente nula necessidade de energia;
- elevada taxa de destruição de organismos patogénicos.

A estabilização anaeróbia é a solução preferida quando comparada com outras alternativas biológicas e termoquímicas de estabilização de lamas que são intensivas em termos energéticos e têm impactos ambientais desfavoráveis.

6.1. ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA DE LAMAS DE ETAR

A estabilização anaeróbia de lamas de ETAR permite a eliminação duma quantidade importante de matéria orgânica. Neste processo o tempo de retenção e a concentração inicial das lamas são, regra geral suficientes para que haja a síntese da flora bacteriana.

A produção de gás é o critério mais representativo e mais simples da qualidade da estabilização (OTV, 2005).

A figura seguinte apresenta um diagrama simplificado da estabilização anaeróbia de lamas de ETAR com agitação por gás.

1. Lama espessada
2. Tanque de mistura
3. Lama digerida
4. Permutador de calor
5. Zona de lamas do digestor
6. Zona de recolha de gás
7. Compressor
8. Gasómetro
9. Tocha
10. Caldeira
11. Armazenamento de lamas
12. Purga

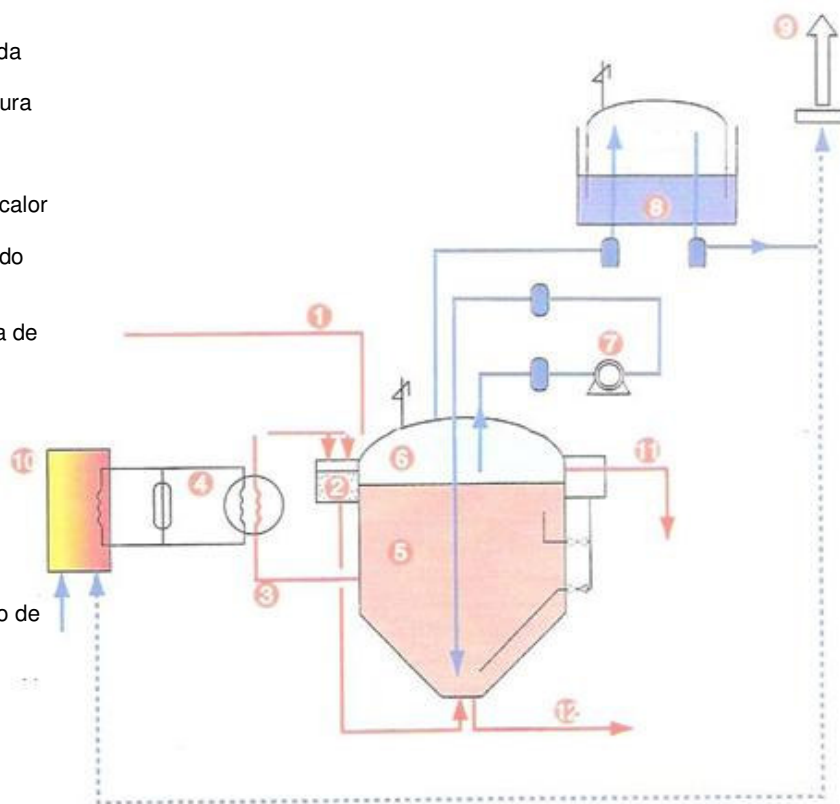


Figura 6.1 – Esquema simplificado da estabilização anaeróbia de lamas de ETAR

Em termos gerais a lama espessada (1) é admitida num pote de mistura (2) onde é reaquecida pela lama digerida (3) sendo esta aquecida por um permutador de calor (4). A mistura das lamas é depois enviada para o digestor (5) que é agitado por dispositivo mecânico ou por injeção de gás.

O esquema acima descrito descreve a opção onde a mistura é feita por gás: o biogás recolhido na zona gasosa do digestor (6) é reinjectado na base do digestor através de um compressor (7). O excedente é armazenado dentro gasómetro (8). É assim possível garantir a pressão de alimentação da tocha (9) ou da caldeira (10) fornecendo a energia necessária ao reaquecimento das lamas.

Depois da estabilização a lama é geralmente evacuada (11) para uma zona de armazenamento onde se garante a alimentação regular da desidratação. Este local de armazenamento é normalmente apelidado de digestor secundário quando é confinado e agitado como o digestor propriamente dito (digestor primário). Uma purga de fundo (12) permite eliminar as areias.

Os rendimentos deste processo, contabilizados como redução de sólidos voláteis e produção de biogás, são influenciados pelo tipo de lama a digerir conforme se indica na tabela seguinte:

Tabela 6.1 – Redução de Sólidos voláteis e produção de biogás conforme o tipo de lama

Parâmetros	Lama primária	Lama mista
Redução de SV (%)	50-55	45-50
Produção biogás (Nm ³ /KgSV destruído)	0,85 - 1,2	0,75 - 1

A redução de sólidos voláteis é maior quando se trata de lamas primárias do que lamas mistas (via biológica) pois os SV biodegradáveis das lamas primárias não foram consumidos pela biomassa dos reactores aeróbios.

Quando a estabilização é de lamas mistas ou biológicas, a biomassa anaeróbia degrada “à vez” os SV presentes na água bruta (que não foram degradados anteriormente) com a biomassa aeróbia.

O biogás produzido (descrito no ponto 7) pode ser utilizado como combustível para a caldeira que fornece energia necessária ao aquecimento da lama. Mediante um investimento suplementar, o biogás pode ser queimada num gerador de electricidade. Neste caso, é possível assegurar a produção de electricidade para toda ou parte da estação e recuperar a energia térmica para aquecer a estabilização.

6.2. PRINCIPAIS ETAPAS DA ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA

Para que seja possível entender o mecanismo de actuação deste processo, de seguida são descritas as principais etapas deste processo.

A estabilização anaeróbia e a produção de metano são processos que podem ser descritos através da sua subdivisão em etapas. Em geral, são consideradas quatro etapas (HAANDEL & LETTINGA, 1994) para ilustrar a sequência de eventos microbiológicos que ocorrem durante o processo de estabilização e produção de metano. Estas quatro etapas são a hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese.

Em geral as três primeiras fases são denominadas de fermentação ácida e a última de fermentação metanogénica.

O processo de estabilização anaeróbia ocorre de forma eficiente se as taxas de degradação destas três etapas são iguais. Se há inibição da primeira etapa, os substratos disponíveis para as fases seguintes são limitados e a produção de metano decresce. Se há uma inibição da terceira etapa, os ácidos que são produzidos na etapa anterior acumulam. A inibição da terceira etapa ocorre devido a um aumento dos ácidos e consequente perda de alcalinidade e diminuição do pH. O maior problema associado a digestores anaeróbios ocorre devido à inibição da bactéria formadora de metano (quarta etapa) (GERALDI, 2003) mas, a baixas temperaturas poderá ser a hidrólise o factor limitante (HAANDEL & LETTINGA, 1994) pois a taxa de conversão dos lípidos torna-se muito baixa.

A figura 6.2 representa as principais sequências do processo de degradação anaeróbia.

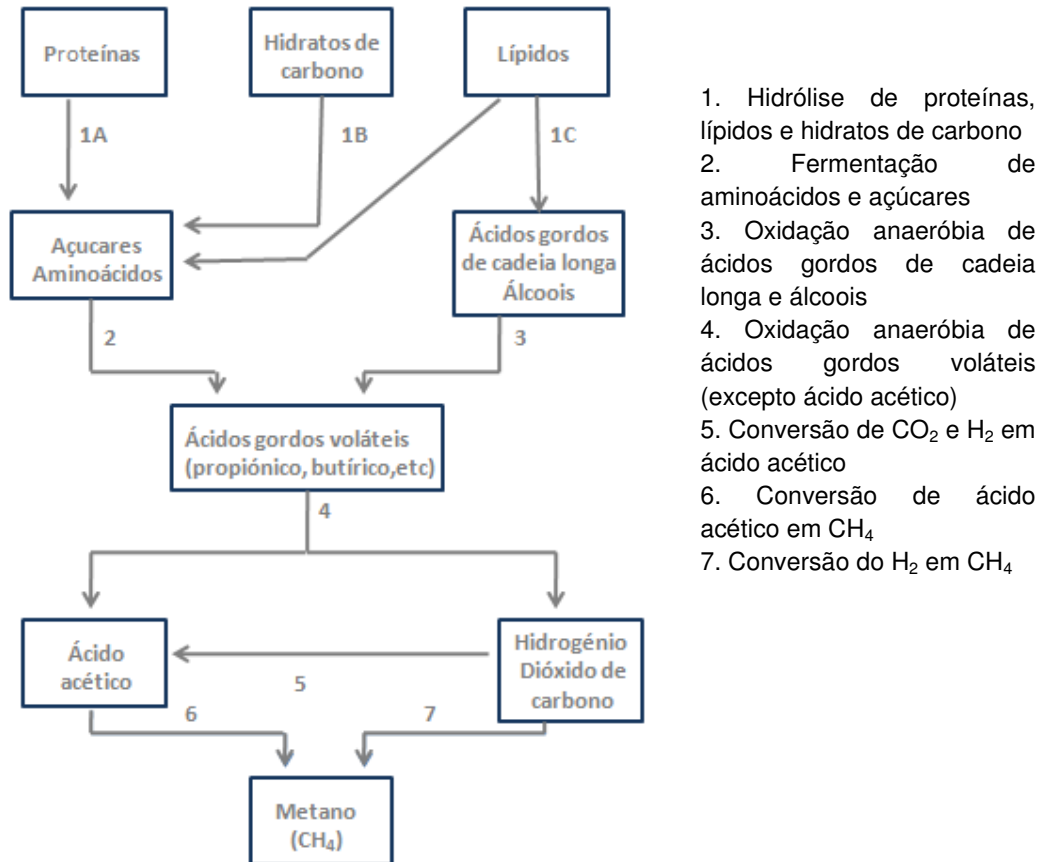


Figura 6.2 – Principais passos do processo de estabilização anaeróbia

(Adaptado de *Guia Técnico do biogás* – CCE, 2000)

O processo de estabilização anaeróbia inclui diferentes grupos de bactérias que trabalham em sequência e, em que, os produtos de uns funcionam como substrato para outros. Os grupos estão ligados em cadeias onde a produção de acetato e metano é a fase limitante (GERALDI, 2003).

Cada grupo de bactérias é responsável por uma ou mais fases do processo de estabilização anaeróbia como se ilustra na tabela seguinte:

Tabela 6.2 – Grupo de bactérias da estabilização anaeróbia e fase em que actua

Grupo de bactérias	Fase	Passo
Fermentativas	Hidrólise	1)
	Acidogénese	2) e 3)
Acetogénicas	Acetogénese	4) e 5)
Metanogénicas	Metanogénese	6) e 7)

6.2.1. Bactérias fermentativas, hidrólise e acidogénese

Este grupo de bactérias é responsável pelas duas primeiras fases da estabilização anaeróbia.

A hidrólise de polímeros tais como proteínas, lípidos e hidratos de carbono, é conseguida através da libertação de exo-enzimas que decompõem estas moléculas complexas em compostos mais simples nomeadamente açúcares, aminoácidos, ácidos gordos de cadeia longa (AGCL), metanol, etc (GERALDI, 2003).

Estes compostos podem depois penetrar nas células, onde ocorre a fermentação e oxidação, numa fase que se designa por acidogénese e que resulta na formação de ácidos gordos voláteis (AGV) – propiónico, butírico, valérico, etc., e de acetato, dióxido de carbono e hidrogénio, em menores concentrações (CCE, 2000).

As bactérias fermentativas podem também ser reconhecidas como acidogénicas devido à produção de AGV.

Na hidrólise, as moléculas com elevado peso molecular são convertidas em compostos dissolvidos com menor peso molecular. Estas moléculas são, na sua grande maioria, hidratos de carbono, proteínas e lípidos, constituídas por várias moléculas mais pequenas unidas através de ligações químicas que facilmente entram em solução assim que as ligações sejam quebradas (GERALDI, 2003)

Este processo requer a presença de exo-enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas (HAANDEL & LETTINGA, 1994).

As proteínas, através das bactérias proteolíticas que produzem proteases, são degradadas a aminoácidos, os hidratos de carbono são reduzidos a mono e dissacarídeos (açúcares solúveis) e os lípidos são convertidos a ácidos gordos de cadeia longa e glicerol através das lipases produzidas pelas bactérias lipolíticas.

Em geral, a hidrólise é descrita através de uma cinética de primeira ordem tendo como base um substrato biodegradável e uma temperatura e pH constante (PAVLOSTATHIS & GIRALDO-GOMEZ, 1991):

$$\frac{dX_{deg}}{dt} = -K_h X_{deg} \quad (2)$$

Onde:

X_{deg} = concentração de substrato degradável (kg/m^3)

t = tempo (dias)

K_h = constante de primeira ordem (d^{-1})

No entanto esta relação é empírica pois com diferentes distribuições do tamanho das partículas, diferentes valores de K_h podem ser encontrados.

Actualmente a literatura descreve apenas matéria orgânica complexa, porque ainda não existe disponível literatura sobre cada componente separado. Os modelos apresentados são os mais comumente utilizados para descrever a hidrólise de matéria orgânica particulada.

Os produtos resultantes da hidrólise são utilizados pelas bactérias fermentativas e depois excretados como compostos simples, tais como ácidos gordos voláteis (AGV), álcoois, ácido láctico e compostos minerais tais como dióxido de carbono (CO_2), hidrogénio e amónia, sendo uma pequena parte consumida como fonte de energia (GERALDI, 2003).

As bactérias responsáveis pela acidogénese podem ser anaeróbias facultativas, anaeróbias obrigatórias ou uma combinação das duas (PARKIN & OWEN, 1986). O H_2 é inibitório para inúmeras destas bactérias e tem de ser removido do sistema para que a acidogénese continue a taxa constante. Sendo o hidrogénio fonte de energia para algumas bactérias metanogénicas, é rapidamente consumido na redução do CO_2 a CH_4 .

LESTER (1987) descreve que existe um pH óptimo para que o grau de acidificação bem como a sua taxa de formação de produto sejam óptimos. O valor de pH ideal é pH 7. A figura 6.3. ilustra a variação da percentagem de acidificação com o pH.

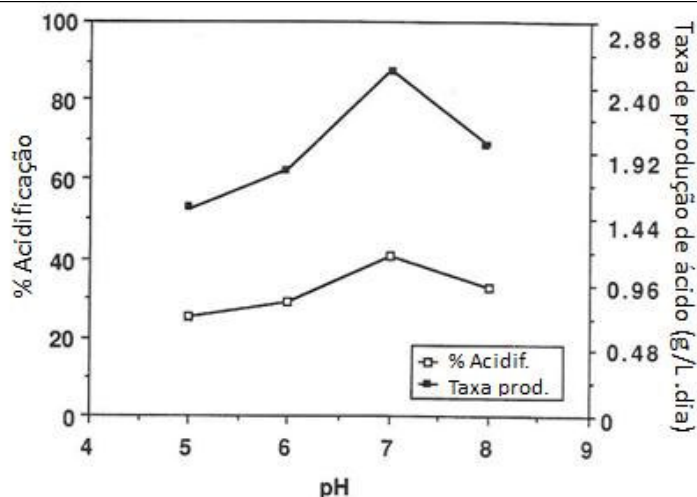


Figura 6.3 – Efeito do pH no grau de acidificação (Adaptado de DINOPOULI, 1988)

6.2.2. Bactérias acetogénicas e acetogénese

As bactérias acetogénicas oxidam os ácidos gordos voláteis e o álcool produzidos na etapa anterior a acetato e dá-se uma redução de protões a hidrogénio.

Existem dois tipos de bactérias intervenientes na acetogénese: as bactérias acetogénicas produtoras obrigatórias de metano e as bactérias acetogénicas utilizadoras de metano. As primeiras promovem a oxidação anaeróbia dos AGV a acetato. As reacções envolvidas não são termodinamicamente favoráveis e só ocorrem quando a concentração de acetato, mais especificamente a pressão parcial de H_2 é mantida a níveis reduzidos. As segundas, existentes em menor número, são capazes de produzir acetato a partir de CO_2 e H_2 contribuindo assim para uma baixa pressão de hidrogénio no sistema. A reacção envolvida é termodinamicamente favorável (CCE, 2000)

Aproximadamente 70% do CQO é convertido a ácido acético e os outros 30% a hidrogénio (HAANDEL A. C., 1994). Dependendo do número de oxidação da matéria orgânica original, esta formação de hidrogénio pode ser acompanhada da formação de dióxido de carbono.

No entanto, a conversão de ácidos gordos voláteis (nomeadamente propionato) a acetato/ H_2 só é termodinamicamente possível para pressões parciais de H_2 entre 10^{-4} e 10^{-6} atm (SMITH & FRANK, 1988). Para pressões parciais superiores a esta, a produção de metano na fase seguinte é inibida (PARKIN & OWEN, 1986).

Em caso algum a fase ácida deverá ser a fase predominante (aumento dos AGV e diminuição do pH) pois, caso seja, existirá uma inibição da fase metanogénica. É de extrema importância garantir um equilíbrio do ecossistema através da manutenção do pH, alcalinidade e AGV dentro de uma gama de valores precisos (OTV, 2005).

6.2.3. Bactérias metanogénicas e metanogénese

As bactérias metanogénicas levam a cabo a fase final do processo de estabilização anaeróbia. Convertem o acetato e a mistura de $H_2 + CO_2$ em metano e são estritamente anaeróbias. A sua multiplicação é lenta apresentando velocidades de crescimento cerca de 5 vezes inferiores a outros grupos de bactérias. Para além dos substratos usuais estas bactérias são capazes de utilizar metanol, metilaminas e metilsulfuretos.

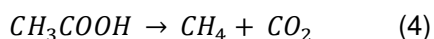
Existem dois tipos de bactérias: hidrogenotróficas e acetoclásticas. As primeiras produzem metano a partir do H_2 e CO_2 e são responsáveis por cerca de 30% do metano formado. As bactérias acetoclásticas são responsáveis por 70% do metano formado e também importantes no controlo do pH pois ao removerem o ácido acético, produzem CO_2 que se dissolve no meio formando uma solução tampão de bicarbonatos (GERALDI, 2003).

As bactérias responsáveis pela produção de metano através do CO_2 e do hidrogénio crescem de forma mais rápida do que aquelas que utilizam o acetato (género *Methanosarcina* e *Methanosaeta*) e são muitas vezes limitantes na produção de metano.

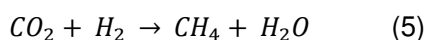
Existem, no entanto, alguns ácidos, álcoois e azoto orgânico que não são degradados pelas bactérias metanogénicas (GERALDI, 2003). Quando estes produtos não são convertidos em compostos que possam ser utilizados directa ou indirectamente pelas bactérias formadoras de metano, eles acumulam e conduzem a uma elevada carga orgânica no sobrenadante.

Uma das características mais importantes é que poucos substratos podem actuar como fonte de energia para as bactérias metanogénicas. Hoje em dia, apenas são considerados como substratos (PARKIN & OWEN, 1986): ácido fórmico, metanol, ácido acético e hidrogénio, sendo estes últimos dois os que possuem maior relevância.

Aproximadamente 72% do metano formado na estabilização anaeróbia provém da ruptura do ácido acético:



Os restantes 28% resultam da redução do dióxido de carbono (13% do ácido propanóico e 15% de “outros” intermediários) (utilizando o hidrogénio como fonte de energia) pelas bactérias metanogénicas redutoras do CO_2 .



6.2.4. Bactérias sulfato-redutoras

As bactérias sulfato-redutoras assumem por vezes, um papel importante na flora dos digestores anaeróbios. Estas competem com as bactérias metanogénicas pelo H_2 e pelo acetato que utilizam para reduzir os sulfatos presentes no meio.

Em ambientes com elevado teor de sulfato pode ocorrer a inibição da metanogénese pois as bactérias sulfato-redutoras competem com as metanogénicas pelo mesmo substrato e produzem ácido sulfídrico que, em concentrações elevadas é tóxico para as metanogénicas (CCE, 2000).

Em ambientes com um reduzido teor de sulfatos e em que haja a produção de ácido sulfídrico em quantidades não toleradas pelas metanogénicas, as bactérias sulfato-redutoras podem assumir um papel importante na manutenção da baixa pressão parcial do hidrogénio, contribuindo dessa forma para a estabilidade do processo.

6.3. FACTORES LIMITANTES DA ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA

Devido à diversidade dos microrganismos envolvidos no processo de estabilização anaeróbia, as exigências ambientais e nutricionais de um sistema desta natureza, são por vezes complexos.

Entre os parâmetros mais importantes encontra-se a temperatura, pH, presença de nutrientes essenciais e ausência de concentrações excessivas de compostos tóxicos. É também importante referir tanto a alcalinidade como a formação de ácidos gordos voláteis (AGV).

6.3.1. pH

Num processo de estabilização anaeróbia o pH é função da alcalinidade (expressa em bicarbonato), pressão parcial de CO_2 e concentração de ácidos voláteis e amoníaco na fase líquida (HASHIMOTO, 1983).

É de extrema importância que o valor de pH seja constante dentro de um reactor pois existe um intervalo de pH que limita a formação de metano (HANSEN, 1996). Este situa-se entre 5.5 e 8.5 sendo que, para os organismos metanogénicos, o seu valor óptimo situa-se entre 7 e 8 e para os organismos acetanogénicos, a valores de pH inferiores.

As bactérias metanogénicas apresentam uma velocidade máxima de crescimento quando o pH se situa no intervalo 7-8 (CCE, 2000) e são as mais sensíveis a variações do pH.

HAANDEL & LETTINGA (1994) referem que a metanogénese só ocorre a taxas elevadas quando o pH é mantido na zona neutra. Para valores de pH inferiores a 6.3 e superiores a 7.8, a taxa decresce significativamente.

As bactérias acidogénicas apresentam uma maior tolerância a valores baixos de pH podendo a acidogénese continuar mesmo em situações de inibição da metanogénese (CCE, 2000). Uma vez que os organismos responsáveis pela acetanogénese são muito menos sensíveis a variações de pH que os metanogénicos, a fermentação ácida irá prevalecer sobre a metanogénese. Os valores óptimos de pH para a população acidogénica situam-se entre 5,5 e 6,0.

O pH tem influência no crescimento dos microrganismos e pode afectar a dissociação de compostos importantes para o processo de estabilização anaeróbia tais como o ião amónio/amoníaco, sulfureto e ácidos orgânicos.

O efeito do pH nos ácidos acéticos e propiónicos bem como a proporção dos quatro ácidos mais importantes, expressa em percentagem, é ilustrada na figura 6.4.

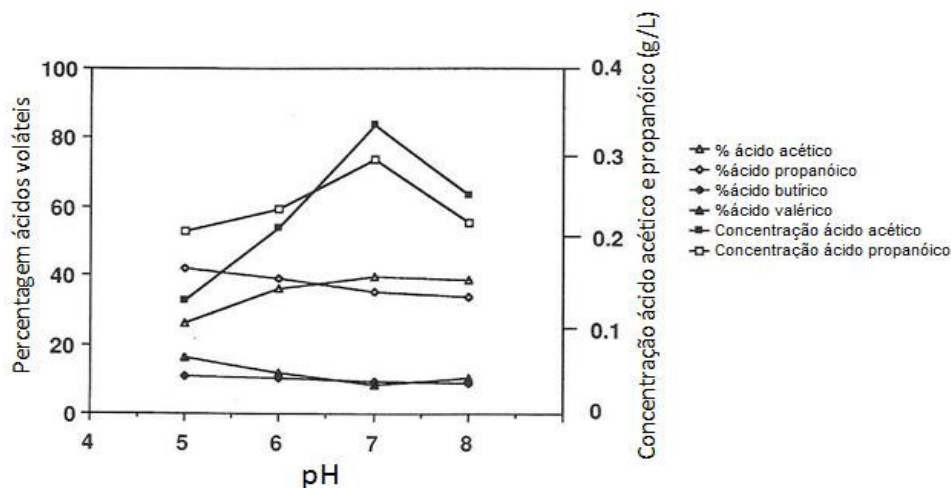


Figura 6.4 – Efeito do pH na concentração (%) de ácidos voláteis, acético e propiónico (Adaptado de DINOPOULI, 1988)

A concentração de ácido propanóico não parece ser significativamente afectada pelo decréscimo do pH. Por outro lado, a concentração de ácido acético decresce significativamente com o aumento do pH a partir de 7. A percentagem dos ácidos individuais não foi drasticamente afectada por alterações no pH com excepção de um pequeno declínio na percentagem de ácido acético e um correspondente aumento do ácido propanóico a pH 5.

O valor de pH é estabelecido depois do equilíbrio dos diferentes pares ácido/base conjugados ser alcançado. São de estrema importância os pares ácido base mais fracos especialmente os sistemas carbônicos/carbonatados pois, em geral a sua concentração excede a dos fosfatos, amônia ou sulfitos (HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Para além da influência no crescimento dos microrganismos, a variação de pH pode também interferir negativamente no processo, criando condições favoráveis à dissociação de compostos importantes para o processo de estabilização anaeróbia (amônia, sulfuretos, ácidos orgânicos) (CCE, 2000).

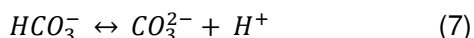
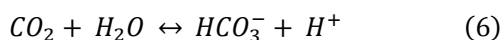
6.3.2. Alcalinidade

A alcalinidade é uma medida da capacidade tampão do conteúdo do digestor e, conseqüentemente, da presença de pares ácido/base, nomeadamente dos sistemas bicarbonato/carbonato, ião amônio/amoníaco e hidróxido. Torna-se importante ter o conhecimento deste parâmetro pois, na fase de produção de ácidos, o pH pode baixar para valores inferiores àqueles tolerados pelos organismos (CCE, 2000).

A variação da alcalinidade é uma medida da evolução formação de ácidos gordos voláteis (AGV). Em processos anaeróbios a alcalinidade pode ser descrita como a soma da alcalinidade em bicarbonatos e aquela que provém dos ácidos gordos voláteis.

Pode ser considerada como um indicador de estabilidade do processo ainda melhor que o pH na medida em que a acumulação de ácidos voláteis conduz a uma diminuição da alcalinidade total. No entanto, essa mesma acumulação não provoca uma variação sensível de pH, enquanto não for ultrapassado o poder tampão do meio (CCE, 2000).

Em processos anaeróbios, a alcalinidade resulta da relação do dióxido de carbono-bicarbonato existente no reactor. Parte do CO₂ resultante do metabolismo dos microrganismos, dissolve-se no meio formando bicarbonatos de acordo com a seguinte equação:



Se em solução estiver presente o catião NH₄⁺ dá-se a formação de bicarbonato de amônia aumentando assim a alcalinidade do meio. Assim, a alcalinidade depende também das características de alimentação. Digestores alimentados com substratos de elevado teor em proteínas conduzem geralmente a maiores valores de alcalinidade (GERALDI, 2003).

Os valores normais de alcalinidade dependem das características do substrato e das condições de operação. Digestores a funcionar em condições normais apresentam níveis de alcalinidade total entre 2500 e 5000 mgCaCO₃/L (CCE, 2000) embora outros autores indiquem intervalos mais pequenos (MALINA & POHLAND, 1992) entre 1500 e 3000 mg/L.

6.3.3. Macro e micro nutrientes

Outra condição ambiental é a presença de nutrientes tais como azoto, fósforo, enxofre e micronutrientes. A matéria orgânica é composta, essencialmente, por hidrogénio, azoto, oxigénio e carbono (C₅H₇O₂N). Pode também possuir fósforo passando a ter a seguinte fórmula química: C₆₀H₈₇O₂₃N₁₂P (CCE, 2000). O enxofre é necessário para a síntese da cisteína, aminoácidos e metionina e o fósforo, constituinte dos ácidos nucleicos e fosfolípidos, faz também parte do ATP, GTP, NAD e FAD (BROCK & MADIGAN, 1991).

Potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e ferro (Fe) são necessários actuando como co-factores na actividade enzimática e como componentes de complexos metálicos vitais (BROCK & MADIGAN, 1991). McCARTY (1964) sugere concentrações óptimas de 0,005M a 0,01M para que estes elementos sejam estimulantes do processo. No entanto, quando em concentrações elevadas podem ser inibidores.

Além dos macronutrientes já referidos, existem outros que devem também estar presentes num reactor anaeróbio como por exemplo o níquel e o cobalto. A activação do factor F₄₃₀ (co-factor envolvido na metanogénese) é efectuada na presença de níquel. Por outro lado, quando em concentrações excessivas, o níquel pode causar a inibição das bactérias fermentativas e metanogénicas (DUARTE, 1991).

Em geral, as lamas de ETAR contêm todos os nutrientes necessários e em quantidade adequadas. A razão C:N num intervalo de 15-30 é óptima para a produção de metano e a razão C:P ideal é de 150:1 (DUARTE, 1991).

Dependendo das características do substrato estes nutrientes podem estar disponíveis em proporções mais ou menos adequadas ao desenvolvimento dos microrganismos. Também a forma como estes nutrientes são disponibilizados no substrato é importante.

Uma hidrólise inicial lenta de materiais de difícil composição pode não permitir a formação destes elementos em quantidades e qualidade suficiente para um desenvolvimento rápido dos microrganismos anaeróbios.

Como regra geral estes elementos deverão estar presentes numa concentração de cerca de 0,0001mol/L (CCE, 2000).

6.3.4. Substâncias tóxicas

A inibição do processo de estabilização anaeróbia pode ser consequência da presença de diversos tipos de materiais tóxicos. Estes podem ser devidos à composição do efluente a ser tratado, como por exemplo os sulfuretos, ou produtos do próprio metabolismo das bactérias presentes no digestor, como é o caso dos ácidos voláteis que se acumulam e ultrapassam o poder tampão do meio. Para além disso também a presença em níveis excessivos de amoníaco, sais e metais pesados, pode provocar a inibição do processo.

No entanto, é de referir a capacidade de aclimatização dos microrganismos anaeróbios, fenómeno natural que permite aumentar, por vezes de forma surpreendente, a tolerância do processo a concentrações elevadas de compostos ou elementos tóxicos.

HASHIMOTO (1981) refere que o ião sulfato é responsável por retardar a produção de metano pois compete com as bactérias metanogénicas pelo hidrogénio disponível. Refere também que, a inibição causada pelo ião amónio/amoníaco pode ser um problema grave quando não há um período adequado de adaptação da microflora.

No entanto os resultados obtidos por RINZEMA (1989) demonstram que, a concentração esperada de sulfitos num sistema anaeróbio é de, no máximo, 50mg/L um valor muito abaixo na concentração mínima para se sentirem efeitos tóxicos.

Estudos efectuados por McCARTY (1964) relatam que na faixa de 1,5-3 Kg de azoto/m³, ocorre inibição pelo amoníaco para pH superior a 7,6 e que, acima de 3Kg de azoto/m³, para qualquer valor de pH, o efeito deste ião é de toxicidade.

A biodisponibilidade de ferro, cobalto e níquel limita a taxa de conversão de AGV em digestores (SPEECE, 1988).

6.3.5. Ácidos gordos voláteis

McCARTY e McKINNEY (1961) demonstraram que, para que a estabilização fosse eficiente, o teor em AGV deveria ser inferior a 2.0g de acetato/L uma vez que, para valores acima destes, os AGV comportam-se como tóxicos.

Actualmente, alguns estudos efectuados indicam que elevadas concentrações de AGV não são efectivamente tóxicas mas sim que são indicadoras de um desequilíbrio do mesmo. Ou seja, o aumento da concentração de AGV é o resultado do desequilíbrio do mesmo e não a sua causa (HANSEN, 1996).

Alguns estudos indicam que, os ácidos gordos de cadeia longa (AGCL) que se formam na hidrólise dos lípidos, são tóxicos e podem inibir todo o processo de estabilização anaeróbia. Concentrações de 0,1 a 0,5g/L de oleato são suficientes para inibir todo o processo (HANSEN, 1996). A inibição tem como consequência a não acumulação de AGV indicando então que as bactérias fermentativas são sensíveis aos ácidos gordos de cadeia longa.

6.4. CINÉTICA DO PROCESSO DE ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA

Os processos de estabilização anaeróbia são sistemas bastante complexos que necessitam de detalhes e estrutura rigorosa para ser possível entender toda a rede de reacções independentes que ocorrem neste processo.

Muitos modelos cinéticos têm sido utilizados para descrever o processo de estabilização anaeróbia. Apesar da estabilização anaeróbia ser um processo com várias fases, os coeficientes utilizados para os vários processos têm sido criados com base em pontos de vista bastante práticos.

Os modelos de primeira ordem têm sido aplicados para descrever a fermentação do metano proveniente de diferentes tipos de matéria orgânica, tais como produtos de padaria (KEENAM & KORNİ, 1977) e estrume de bovinos (SHELEF, 1980) onde a biomassa não pode ser estimada. (JEYASSELAN, 1997).

Em geral, a taxa de utilização do substrato pode ser descrita como um modelo de primeira ordem:

$$\frac{dS}{dt} = -K_1 S \quad (8)$$

K_1 = constante de reacção de primeira ordem (tempo^{-1})

S = concentração de substrato (mg/L)

HASHIMOTO e CHEN (1978), criaram um modelo baseado em modificações do modelo de Monod proposto em 1942 onde também assumem que a degradação dos sólidos é descrita por um modelo baseado em substratos presentes na forma dissolvida e onde também é assumido que não há recirculação no reactor. Adicionaram um parâmetro adimensional, K , que engloba vários parâmetros biológicos.

Para concentrações de sólidos até 45Kg/m³ no afluente o modelo toma a seguinte forma:

$$\frac{T}{T_m} = \frac{\frac{S}{S_0}}{K + (1-K)\frac{S}{S_0}} \quad (9)$$

Onde:

T = taxa específica de crescimento (d^{-1})

T_m = taxa específica de crescimento máxima (d^{-1})

K = parâmetro específico (adimensional)

S_0 = concentração de sólidos voláteis no influente (Kg/m^3)

S = concentração de sólidos voláteis no digestor (Kg/m^3)

Para valores superiores, Hashimoto extrapolou dos seus resultados experimentais a seguinte curva exponencial:

$$K = 0,5 + 0,0043e^{0,091S_0} \quad (10)$$

O autor descreve K como indicador de desempenho do reactor. Valores elevados de K são consequência da existência de perturbações ou de fenómenos de inibição do digestor.

Com base no modelo anterior Hashimoto propôs um modelo cinético que descreve as taxas de produção de metano considerando que o reactor se encontra no estado estacionário.

$$v = \frac{\frac{B_0 * S_0}{TRH}}{1 - \frac{K}{TRH * T_m - 1 + K}} \quad (11)$$

Onde:

v = produção de metano (m^3 de metano por m^3 reactor. d^{-1})

B_0 = rendimento em metano para um TRH tendencialmente infinito

(m^3 metano por Kg sólidos voláteis alimentado)

S_0 = concentração de sólidos voláteis no influente ($Kg.m^{-3}$)

TRH = tempo retenção hidráulico

T_m = taxa específica de crescimento máxima (d^{-1})

K = parâmetro específico (adimensional)

Apesar de ser um modelo que descreve com muita fiabilidade as experiências de HASHIMOTO em 1983, é um modelo estacionário e, como qualquer modelo estacionário, não pode descrever comportamentos de transição entre estados nem descrever alterações nos parâmetros (JEYASSELAN, 1997).

Um esforço considerável tem sido feito no sentido de desenvolver modelos dinâmicos para descrever o tratamento de águas residuais. Estes modelos são capazes de prever efeitos negativos nos digestores provocados por alterações. Apesar de se poder utilizar a mesma cinética, várias equações utilizadas podem não ter solução matemática, sendo necessário recorrer a processos iterativos.

Ao longo do tempo os avanços feitos nestes modelos têm sido pequenos pois ainda não têm em consideração as interações que ocorrem durante a degradação de compostos intermédios e esta são muito importante para o processo de produção de biogás.

Em 1998, ANGELIDAKI e outros autores, desenvolveram um modelo onde o substrato é descrito pela sua composição em componentes orgânicos fundamentais e também por produtos intermédios. Este modelo inclui dois passos hidrolíticos enzimáticos, oito etapas microbianas e envolve dezanove compostos químicos. Contempla ainda a caracterização detalhada das condições de temperatura e pH. Foi validado em estações de biogás à escala real onde se co-digere chorumes juntamente com águas residuais industriais com elevado teor proteico.

6.5. TIPOS DE ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA

A temperatura pode ser considerada um dos mais importantes factores no processo de estabilização anaeróbia. Apesar de se poder considerar que a temperatura total do sistema é bastante ampla, os microorganismos possuem, em geral, intervalos menores de temperatura nos quais se podem desenvolver. A ocorrência de metanogénese já foi citada a temperaturas desde 4°C (sedimentos de lagos) a 60°C (digestores de vacarias). Organismos termofílicos anaeróbios capazes de crescer a temperaturas tão elevadas como 97°C já foram isolados em ambientes naturais tais como nascentes termais (FANNIN, 1994).

A figura seguinte demonstra que existem duas gamas óptimas de temperatura para o processo de estabilização anaeróbia: uma com temperaturas elevadas entre 50 e 60°C na qual os organismos termofílicos estabilizam as lamas e outra, de temperaturas moderadas, entre 30 e 37°C, na qual os organismos mesofílicos são activos.

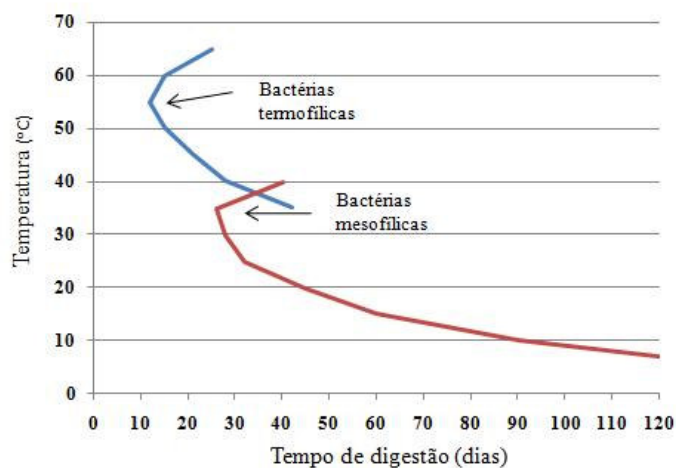


Figura 6.5 - Tempo necessário para atingir 90% estabilização em tanques de estabilização convencionais (Adaptado de Novotny & Imhoff, 1989)

A estabilização anaeróbia de lamas pode também ser operada a temperaturas tão baixas como 20°C desde que se garantam tempos de retenção suficientemente elevados para as bactérias formadoras de metano. Estudos demonstram que temperaturas mais elevadas que as usadas em regimes termofílicos, apesar de aumentarem a taxa de conversão, diminuem a estabilidade do processo (FANNIN, 1994)

Os regimes mesofílicos têm sido adoptados para a estabilização anaeróbia e apresentam bons resultados. No entanto, cada vez mais se tem vindo a adoptar regimes termofílicos tendo estes sistemas vindo a apresentar resultados igualmente bons (KIM *et al*, 2002).

6.5.1. Estabilização mesofílica

A estabilização mesofílica tem sido utilizada em larga escala ao longo dos anos. A maior parte dos digestores é operado a 35°C devido à grande sensibilidade das bactérias a flutuações de temperatura na gama termofílica.

Aplicada à lama espessada, a estabilização anaeróbia mesofílica tem principalmente três objectivos (OTV, 2005):

- reduzir a massa de lama através da degradação de parte da matéria volátil;
- estabilizar a lama respeitando um tempo de retenção suficiente dentro do reactor
- higienizar parcialmente a lama pela deposição das espécies patogénicas num ambiente pouco propício à sua sobrevivência.

Os princípios de funcionamento encontram-se resumidos na tabela seguinte:

Tabela 6.3 – Parâmetros físico-químicos e operacionais de um digestor mesofílico

Parâmetros físico-químicos	Parâmetros operacionais
Concentração em matéria seca da lama à entrada: 30-80g/L Conteúdo em matéria volátil: 60 a 80% pH: 6,6 a 7,5 100<AGV<500mg CH ₃ COOH/L 1500<Alcalinidade <6500mg CaCO ₃ /L AGV/Alc <0,25 (0,10-0,20)	Temperatura: 35°C a 37°C Carga mássica: < 0,13KgSV/KgSV.dia Tempo retenção hidráulico > 20 dias (cálculo sobre o volume de estabilização)

6.5.2. Estabilização termofílica

A estabilização termofílica é a realização de processos de estabilização a temperaturas entre 50-60°C.

A estabilização termofílica, quando comparada com a mesofílica, apresenta uma cinética de degradação mais rápida mas que se traduz numa taxa de eliminação idêntica, com tempos de retenção mais curtos. Além disso, a destruição de organismos patogénicos é mais eficiente.

Outra vantagem é que as lamas digeridas em regimes termofílicos se desidratam mais facilmente pois contém partículas de maiores dimensões.

Apesar da estabilização termofílica possuir vantagens, alguns estudos referem que, para temperaturas superiores a 60°C, os processos são afectados e a produção de metano decresce (ZINDER et al, 1984).

6.5.3. Comparação dos dois tipos de estabilização

Apesar da maior parte dos processos fermentativos serem operados dentro das gamas de temperatura mesofílica verifica-se um aumento do interesse na fermentação termofílica (METCALF & EDDY, 2003).

No entanto a utilização da estabilização termofílica tem sido utilizada de forma controlada devido à baixa estabilidade do processo que está relacionada com elevadas concentrações de propionato (EPA, 1989). Como já foi referido atrás, estas elevadas concentrações de propionato devem-se, essencialmente, à não correcta concentração de hidrogénio (H₂).

Outro problema associado a digestores operando em zonas termofílicas é a maior concentração de AGV e a maior emissão de odores (HAN & DAGUE, 1997).

SPEECE (1988) relata que os digestores termofílicos podem apenas tolerar variações de temperatura de $\pm 0,80^{\circ}\text{C}$ e que a concentração de AGV é sempre superior ao dobro daquela encontrada em regimes mesofílicos. GARBER (1982) refere que o conteúdo em ácidos voláteis de um digestor termofílico bem operado é seis vezes maior que numa unidade mesofílica. Observaram também que os organismos termofílicos eram mais sensíveis a mudanças bruscas de temperatura que os organismos mesofílicos.

Organismos termotolerantes (mesofílicos que podem sobreviver a altas temperaturas mas em que a taxa ótima de crescimento ocorre a temperaturas mesofílicas) têm elevadas probabilidades de sobreviver em número significativo se o incremento de temperatura for suave no arranque da instalação. Estes organismos podem ser mais sensíveis a mudanças bruscas de temperatura do que os verdadeiros organismos termofílicos o que pode causar desequilíbrios entre os vários grupos de organismos envolvidos no processo de estabilização anaeróbia. Estes desequilíbrios são muitas vezes manifestados através da acumulação de AGV, o que pode levar à diminuição do pH e consequentemente afectar a metanogénese (AITKEN & MULLENNIX, 1992)

Mudanças bruscas na temperatura ou variações na concentração de carga orgânica afluente ao digestor podem também levar a condições instáveis e falha do digestor.

A estabilização anaeróbia mesofílica (single-stage) apresenta melhores resultados na redução de sólidos voláteis (SV) do que a estabilização termofílica single-stage (REUSSER & ZELINKA, 2004) de acordo com um estudo feito no Hyperion Treatment Plant da Cidade de Los Angeles onde, entre 1957 e 1970, operaram vários dos seus reactores como mesofílicos e outros como termofílicos.

GARBER (1982) refere uma eficiência de remoção de sólidos voláteis de 65% para o regime termofílico e de 68% para o regime mesofílico e que, em regime termofílico, se obtinham concentrações de lamas desidratadas superiores às do regime mesofílico (30-35% contra 20-25% respectivamente) sendo que a dosagem de polímero para obter tais resultados é cerca de 2,5 superior no regime termofílico.

O mesmo foi obtido por KUGELMAN e GUIDA (EPA, 1989) que concluíram que a adição de cloreto de ferro melhora muito a desidratação das lamas em ambos os regimes mas que, a dosagem em regimes termofílicos é superior.

Estudos efectuados pela EPA (Environmental Protection Agency), demonstraram que, para as mesmas condições, a concentração de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) é sempre superior em regimes termofílicos. Operando com dois tempos de retenção (15 e 25 dias) a estabilização mesofílica ultrapassava a termofílica em 5,6 e 10,6% respectivamente. Esta diferença é mais acentuada quando a temperatura se encontra acima dos 50°C.

Os organismos termofílicos têm uma taxa de utilização de substrato maior bem como uma maior taxa de crescimento (KIM *et al*, 2002).

De acordo com HARRIS (1993) os sistemas termofílicos são capazes de tratar maiores cargas orgânicas mas que, em sistemas termofílicos as taxas de morte da população microbiana são superiores às da população mesofílica. Isto prende-se com o facto de que, a temperaturas elevadas, as células têm tendência a sofrer lise celular mais rapidamente. Tal acontecimento está ligado às maiores necessidades energéticas e também às propriedades moleculares específicas das reacções enzimáticas a temperaturas termofílicas.

Nos seus estudos KUGELMAN e GUIDA (1989) relatam que a remoção de óleos e gorduras é maior em regimes mesofílicos. A diferença é especialmente acentuada quando a temperatura em regimes termofílicos se encontra acima dos 50°C (os autores classificam os ácidos gordos voláteis como óleos e gorduras).

Os biossólidos “Class A” da EPA são caracterizados como sendo livres de organismos patogénicos. A estabilização mesofílica não consegue produzir este “produto” devido à inexistência de temperaturas suficientemente altas. No entanto, a estabilização em regimes termofílicos é um dos métodos provados para a produção deste tipo de biossólidos que segundo a EPA podem ser utilizados na agricultura.

6.6. ALTERNATIVAS À ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA NUMA ÚNICA ETAPA

A tabela seguinte apresenta um resumo com as principais diferenças entre o regime mesofílico e termofílico:

Tabela 6.4 – Comparação entre dois tipos de estabilização

Regime termofílico	Regime mesofílico
Menor tempo de retenção de sólidos	Maior grau de estabilidade
Destruição de organismos patogénicos mais eficiente	Menor quantidade de energia requerido
Melhor degradação de ácidos gordos de cadeia longa	Menores riscos de inibição
Menor formação de biomassa	Maior estabilidade do processo

Apesar da maior parte dos processos fermentativos serem operados dentro das gamas de temperatura mesofílica verifica-se um aumento do interesse na fermentação termofílica ou na aplicação desta antes da fermentação mesofílica (METCALF & EDDY, 2003).

A este processo é dado o nome TPAD (*temperature phased anaerobic digestion*). Este aumento crescente do interesse neste tipo de estabilização prende-se com o facto da estabilização termofílica produzir biossólidos Classe A da EPA (Environmental Protection Agency) que podem ser utilizados para inúmeras aplicações.

Segundo REUSSER (2004), o aumento do tempo de retenção hidráulico da fase mesofílica, num TPAD, irá diminuir a necessidade de polímero para desidratação. A variação do tempo de retenção hidráulico da zona termofílica tem pouco efeito na necessidade de polímero. Neste mesmo sistema, o autor sugere ainda o arrefecimento da zona termofílica a 35°C pois considera que, temperaturas superiores na zona mesofílica podem prejudicar a redução de SV e resultar numa maior necessidade de polímero para desidratação.

HAN (1994) utilizando dois reactores, um operando como estabilização mesófila simples e outro em duas fases relata, operando com iguais tempos de retenção, reduções de sólidos voláteis de 32,5%/46,8% para regime mesofílico e de 39,1%/53,2% para o regime de duas fases com tempos de retenção de 10 e 15 dias respectivamente.

Uma desvantagem da TPAD é a elevada necessidade de energia para se atingir as temperaturas na zona fase termofílica.

No entanto HAN (1994) demonstrou que se requer um volume de reator pelo menos 20% menor do que a estabilização mesofílica numa única etapa. O resultado será numa menor área de superfície e conseqüentemente uma menor perda de calor por radiação do sistema.

Além do que já foi referido a TPAD apresenta produções de metano 16% superiores sendo que parte desta energia pode ser recuperada por este ganho.

A TPAD aparenta combinar as vantagens individuais dos processos de estabilização mesofílicos e termofílicos enquanto evita os problemas associados a cada um deles (HAN & DAGUE, 1997).

KIM (2002) relata que entre reatores mesofílicos não há diferença significativa na produção de gás e que, apesar das bactérias termofílicas utilizarem mais substrato e terem maior actividade, a produção de biogás neste regime está intimamente ligada com a configuração do digestor.

Segundo um estudo conduzido pela EPA (1989) com o objectivo de comparar a estabilização anaeróbia a temperaturas mesofílicas e termofílicas e operando com dois tempos de retenção (20 e 30 dias), chegou-se à conclusão que, independentemente da taxa de aumento da temperatura, assim que a temperatura excedia os 45°C, a produção de metano decrescia e só voltava a ser constante depois de algum tempo. Considera-se que esta recuperação é devida à dormência dos organismos termofílicos em condições anaeróbias que, através da transição de regimes, se tornam activos e são responsáveis por esta recuperação.

Na transição para a zona termofílica não ocorreram problemas de maior e concluiu-se que o aumento da temperatura não tinha um efeito directo no tempo em que se demorava a obter um sistema estável mas que tempos de retenção mais elevados conduziam a melhores resultados.

6.7. TIPOS DE DIGESTORES ANAERÓBIOS

Os digestores de lamas são grandes reservatórios com mistura completa e aquecidos. Os parâmetros mais importantes no seu dimensionamento são a eficiência da mistura, a eficiência do aquecimento e, porque a maior parte do substrato se encontra nos sólidos do afluente, o tempo de retenção de sólidos (HOBSON & WHEATLEY, 1993).

A primeira aplicação de tratamento anaeróbio foi a fossa séptica “caseira”. Serve como um tanque de sedimentação que proporciona tratamento anaeróbio à água residual e estabilização da lama depositada.

No século XIX em Vesoul, França, Louis H. Mouras desenhou e construiu “fermentadores” para lamas de águas residuais domésticas. Em 1881, Abbe Moigno reportou tempos de estabilização de dezoito dias, mais ou menos o utilizado actualmente.

No início do século XX, Karl Imhoff desenvolveu um digestor com o mesmo nome (Tanque Imhoff) que combinava o tratamento primário num decantador localizado no topo do tanque com um sistema de estabilização de lamas no fundo. Tem como desvantagem a localização da câmara de estabilização que se encontra abaixo do digestor e portanto, a grandes profundidades. A figura seguinte ilustra um esquema de um tanque Imhoff

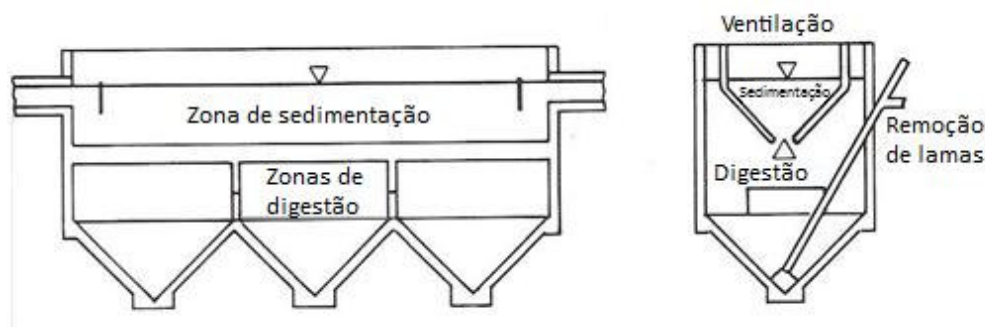


Figura 6.6 – Tanque Imhoff (NOVOTNY & IMHOFF, 1989)

A forma mais simples de digestor anaeróbio são as lagoas anaeróbias. São essencialmente bacias no solo rodeadas de diques ou paredes em betão ou na sua forma mais simplificada, feitas pelo Homem e forradas com plástico. Apresentam profundidades entre 3-5m (NOVOTNY & IMHOFF, 1989). Podem ser utilizadas como uma segunda fase de estabilização ou então como um digestor separado.

As lamas afluentes a estas lagoas têm de ser misturadas com as já existentes para assegurar que a fermentação ácida não se sobrepõe às outras etapas da estabilização anaeróbia. Uma razão de 2-2,5:1 entre lamas frescas e lamas digeridas é considerado suficiente para minimizar a fermentação ácida. (NOVOTNY & IMHOFF, 1989).

A mistura é efectuada pelo gás produzido e pelas correntes de convecção causadas pelo aumento da temperatura, os tempos de retenção são, em geral, indefinidos mas sempre longos (HOBSON & WHEATLEY, 1993).

Em geral, os digestores são tanques circulares com uma cobertura. Incluem sistemas de aquecimento e mistura, um sistema de colecta de gás e um sistema de remoção de escumas.

Para proporcionar a mistura das lamas existem bombas de recirculação que aspiram lamas do fundo e as injectam no topo do digestor. Outra alternativa é a mistura por gás ou por um agitador interno.

Existem na actualidade três tipos de digestores: convencionais, contínuos e duas-fases.

6.7.1. Digestores convencionais

Neste tipo de estabilização, o seu conteúdo é não aquecido e não agitado. A alimentação de lamas é feita de forma intermitente. Formam-se quatro camadas diferentes (QASIM, 1999): (1) uma camada de escumas, (2) uma camada líquida, o sobrenadante, (3) uma camada de estabilização activa, (4) uma camada de sólidos estabilizados e inertes.

O processo de estabilização é geralmente instável e insuficiente e os períodos de estabilização podem variar entre 30 a 60 dias, sendo o sobrenadante e as lamas digeridas retirados periodicamente. (QASIM, 1999). Os parâmetros para este tipo de digestor encontram-se na tabela 1.15.

A figura seguinte apresenta um esquema deste tipo de digestor.

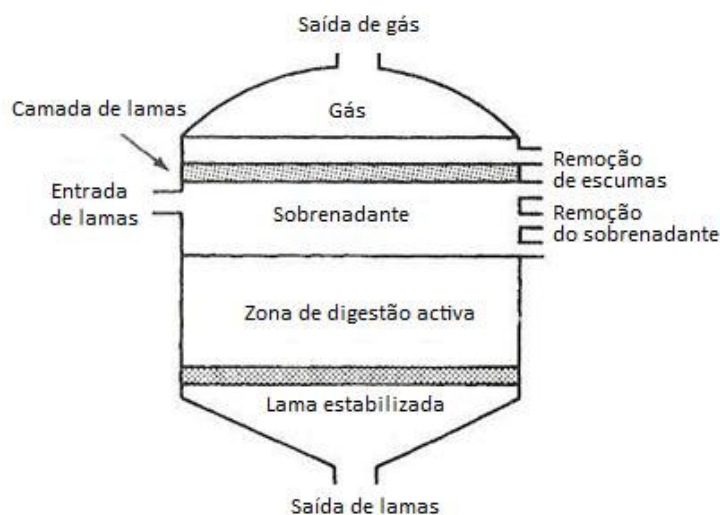


Figura 6.7 – Esquema de um digestor convencional (Adaptado de Novotny & Imhoff, 1989)

6.7.2. Digestores contínuos

Num processo de estabilização contínuo o conteúdo do digestor é completamente agitado e aquecido. O período de estabilização varia entre 10-20 dias e admite cargas de sólidos bastantes superiores aos digestores convencionais.

A zona de diferenciação, que é típica do digestor convencional é suprimida por (NOVOTNY & IMHOFF, 1989): (1) bombas de recirculação, (2) elevada produção de gás, (3) gás comprimido no fundo do tanque que ascende à superfície. As lamas são adicionadas de forma contínua para eliminar a formação de bolsas de lamas frescas.

A figura seguinte demonstra de forma simplificada um esquema deste tipo de digestor.

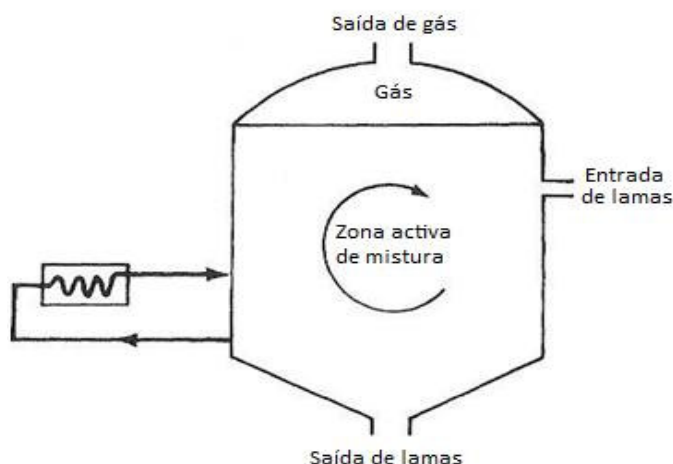


Figura 6.8 - Esquema de um digestor tipo contínuo (Adaptado de Novotny & Imhoff, 1989)

Nestes digestores não existe separação de sobrenadante e a redução de sólidos voláteis conseguida é cerca de 50-60%. Os parâmetros para este tipo de digestor encontram-se na tabela 6.5.

Tabela 6.5 – Critérios de dimensionamento para digestores convencionais e contínuos (QASIM, 1999)

Parâmetros	Convencional	Contínuo
Tempo retenção de sólidos (dias)	30-60	10-20
Carga de sólidos ($\text{KgSV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,64-1,60	2,40-6,41
Volume ($\text{m}^3/\text{hab. equivalente}$) (conforme o tipo de lama)		
Lamas primárias	0,03-0,04	0,02-0,03
Lamas primárias + activadas	0,06-0,08	0,02-0,04
Lamas primárias + leitos percoladores	0,06-0,14	0,02-0,04
Concentração de lamas (% de peso seco) (conforme o tipo de lama)		
Lamas primárias + activadas	2-4	4-6
Concentração Lamas estabilizadas (% peso seco)	4-6	4-6

6.7.3. Digestores de duas fases

Um digestor em duas fases é composto numa primeira fase por um digestor contínuo e na segunda fase por um digestor convencional. Estes digestores dividem o volume de estabilização necessário entre dois tanques separados.

Foi utilizado inicialmente no tanque *Imhoff* para reduzir o seu volume de estabilização que ocorria a uma taxa baixa, com temperaturas longe das óptimas. Era adicionado um digestor separado onde ocorria a estabilização das lamas parcialmente digeridas (NOVOTNY & IMHOFF, 1989).

A figura seguinte ilustra, de forma simplificada este tipo de digestor.

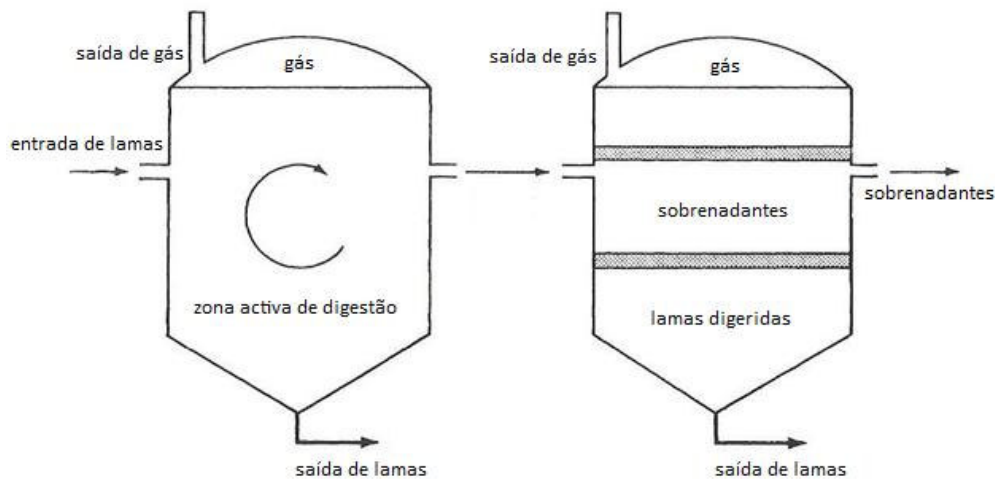


Figura 6.9 – Esquema de um digestor duas fases (Adaptado de Novotny & Imhoff, 1989)

No primeiro digestor ocorre a estabilização das lamas não havendo separação do sobrenadante. A segunda fase tem como principal objectivo separar as lamas digeridas do sobrenadante embora seja também conseguida estabilização e recuperação de gás. Em geral, a recuperação de gás é muito baixa não sendo compensatória e por isso o segundo tanque não necessita de ser fechado nem ter aquecimento sendo geralmente uma lagoa (NOVOTNY & IMHOFF, 1989)(QASIM, 1999).

Este segundo tanque pode também ser utilizado para armazenar lamas durante certos períodos sendo para isto necessário o aumento do seu volume (MALINA & POHLAND, 1992).

7. PRODUTOS DA ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA DE LAMAS - BIOGÁS

Os principais produtos da estabilização anaeróbia de lamas são gás contendo metano e dióxido de carbono e lamas digeridas.

As lamas digeridas desde que cumpram as regulamentações necessárias definidas pelo Decreto-Lei 118/2006 de 21 de Junho relativo à utilização agrícola de lamas de depuração, poderão ser utilizadas como fertilizante na agricultura. Quando as suas características não permitam este uso, a deposição em aterro é a solução mais comumente utilizada.

O ácido sulfídrico que é também formado, embora em pequenas quantidades neste processo tem de ser, dependendo do uso, removido pois é corrosivo para as tubagens e, se queimado nos motores, pode danificá-los devido aos produtos formados (WPCF A. , 1987).

Devido à importância no âmbito desta dissertação, de seguida é feita uma descrição do biogás onde se englobam vários aspectos desde o seu reconhecimento como combustível, sua composição e propriedades, utilizações e o seu enquadramento na legislação nacional.

7.1. EVOLUÇÃO HISTÓRICA

O interesse científico nos gases produzidos pela decomposição natural da matéria orgânica foi pela primeira vez descrito no século XVI por Robert Boyle e Stephen Hale que notaram que um “gás inflamável” era libertado quando se perturbava a sedimentação natural dos lagos e nascentes naturais (FERGUSON & MAH, 1994).

O biogás, ou “gás dos pântanos” foi descoberto por Shirley em 1667 mas já era conhecido, como foi referido, há muito devido à sua ocorrência em fenómenos naturais. Em 1630 Van Helmont cita, entre 15 gases diferentes, um gás inflamável libertado no processo de putrefacção e presente nos gases intestinais (OLIVEIRA & NOGUEIRA, 1984).

Em 1857, em Bombaim realizou-se a primeira experiência com biogás. Quarenta anos depois em Exeter, Inglaterra, algumas ruas foram iluminadas utilizando como combustível o biogás (HOUSE, 1981).

Na primeira metade do século XX, nomeadamente durante 2ª Guerra Mundial, o consumo de biogás como combustível foi amplamente utilizado para alimentação de motores de combustão interna. Uma década depois, nos anos 50 e 60, a utilização de biogás decresce de forma abrupta devido à grande abundância e custo relativamente baixo dos combustíveis derivados do petróleo. Apesar disto, continuaram os estudos relativos à fermentação de matéria orgânica em condições anaeróbias que visavam a optimização do funcionamento das ETAR (OLIVEIRA & NOGUEIRA, 1984).

Na década de 70, com a crise energética de 1973, e consequente subida dos preços da energia, o interesse no biogás voltou a crescer. A Europa, Estados Unidos da América (E.U.A.) e União Soviética, responderam à crise realizando alguma investigação em estabilização anaeróbia, orientada para a produção de biogás. Nos E.U.A. estabeleceram-se programas de energia renováveis.

Nas décadas de 80 e 90, a Europa retoma o interesse na estabilização anaeróbia em consequência do preço da energia o que fomentou o surgimento de novas metas e objectivos. Até 1990 foram construídos 44 digestores em Portugal instalados em explorações pecuárias e ETAR (DUARTE, 1991).

Hoje em dia, a estabilização anaeróbia com produção e aproveitamento de biogás é um objectivo global. O biogás é encarado como uma fonte de energia renovável tendo sido, como já foi referido, estabelecidas metas comunitárias de energia produzida a partir de energias renováveis.

7.2. COMPOSIÇÃO E PROPRIEDADES

O biogás é uma mistura de gases resultante da degradação de compostos orgânicos em condições anaeróbias. Os principais gases são o metano, CH_4 , e dióxido de carbono, CO_2 . Contém também traços de outros gases nomeadamente sulfureto de hidrogénio, H_2S .

A tabela 7.1 apresenta as propriedades físicas dos constituintes maioritários do biogás.

Tabela 7.1 - Propriedades físicas do metano, dióxido de carbono e sulfureto de hidrogénio (CCE, 2000)

	CH ₄	CO ₂	H ₂ S
Peso molecular (g)	16,04	44,01	34,08
Densidade (ar=1)	0,555	1,52	1,19
Ponto ebulição (°C) a 1 atm	-116,7	-78,5	-60,5
Massa específica (g/L)	0,71	1,96	1,52
Calor combustão (kWh/m ³)	9,9	-	7,8
Limites de inflamabilidade (%)	5 - 15	-	4 - 46

Na tabela 7.2 apresentam-se as gamas de valores (em percentagem) para cada um dos componentes (CONSTANT *et al*, 1989).

Tabela 7.2 – Principais constituintes do biogás de acordo com vários autores (CONSTANT *et al*, 1989)

Espécies	Wheatley (1979)	Fox (1984)	Hobson <i>et al</i> (1981)
Metano, CH ₄	52-95	60-70	60-70
Dióxido carbono, CO ₂	9-40	30-40	30-40
Sulfeto de hidrogénio, H ₂ S	0,001-5,7	0,05-2	0,007-0,2
Hidrogénio, H ₂	0,01-1,2		2
Azoto, N ₂	0,1-18	1	4
Oxigénio, O ₂	0,02-6,5		0,001-1
Argon, A	0,001		
Monóxido carbono, CO	0,001-2,1		
Amónia, NH ₃	vestígios		

O metano, gás existente em maior quantidade é aquele que contribui para o poder calorífico do biogás (CONSTANT *et al*, 1989) e a sua composição relativa depende das condições físico-químicas nomeadamente da solubilidade do metano na água, enquanto a porção de CO₂, depende da porção de carbono inorgânico na forma de dióxido de carbono e ácido carbónico (H₂CO₃) e também do pH e da alcalinidade que afectam a porção de carbono inorgânico na forma de bicarbonato (HCO₃⁻).

O sulfureto de hidrogénio é originado através da biodegradação de sulfatos orgânicos mediado pelas bactérias fermentativas e pela redução do anião sulfato SO_4^- pelo hidrogénio através das bactérias redutoras de sulfato. Estes sulfuretos apresentam um odor muito característico (ovos podres) sendo facilmente detectável qualquer fuga.

Os valores médios de algumas propriedades do biogás são os seguintes (OLIVEIRA & NOGUEIRA, 1984):

Tabela 7.3 - Valores médios de algumas propriedades do biogás(OLIVEIRA & NOGUEIRA, 1984)

Propriedade	Unidade	Valor
Peso específico	Kg/m^3	1
Densidade em relação ao ar	--	0,77
Poder calorífico superior	Kcal/m^3	5500
Poder calorífico inferior		5000

As propriedades físico-químicas do biogás têm natural influência na tecnologia a utilizar na depuração e combustão. Uma vez que é maioritariamente composto por CH_4 e CO_2 serão as propriedades destes gases que irão ter o papel mais determinante nas características do gás biológico. Algumas dessas propriedades são particularmente importantes na escolha do mecanismo de depuração e no dimensionamento de sistemas.

7.3. BIOGÁS COMO RECURSO ENERGÉTICO

O interesse do biogás como recurso energético deve-se ao seu principal constituinte, metano. O metano puro em condições normais (PTN) de pressão (1atm) e temperatura (0°C) tem um poder calorífico de $9,9\text{kWh/m}^3$. O biogás com um teor de metano entre 50% e 80% terá um poder calorífico entre 4,95 e $7,92\text{ kWh}$ por cada m^3 .

A figura 7.1. ilustra a equivalência energética bruta quando comparada a outras fontes de energia.

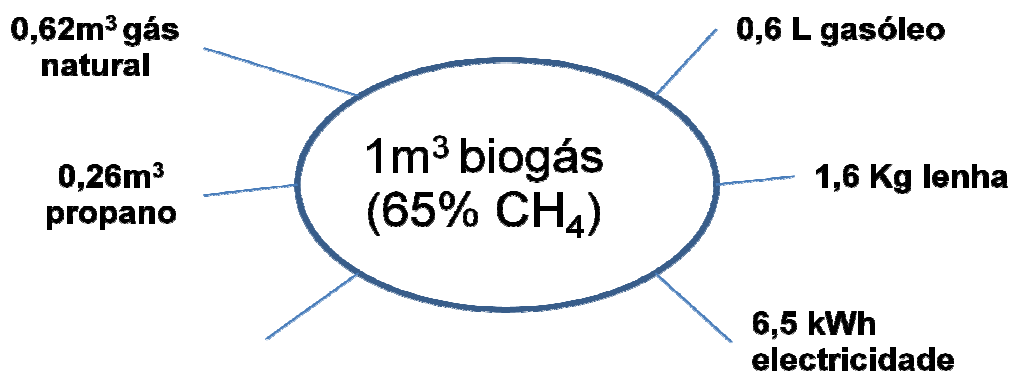


Figura 7.1 – Equivalência energética bruta do biogás sem ter em conta eficiências de conversão e apenas com base no PCI (Adaptado de Guia Técnico do biogás CCE, 2000)

Como foi referido, o biogás possui um elevado conteúdo energético. Seja qual for a utilização dada ao biogás haverá sempre lugar à produção de, pelo menos, uma das seguintes formas de energia: eléctrica, térmica ou mecânica. Nas situações em que essa energia seja útil, o biogás irá proporcionar uma poupança de recursos, com um importante valor económico associado.

Desde que devidamente depurado, o biogás pode ser utilizado no mesmo tipo de equipamento de consumo (depois de adaptado) de outros gases de origem fóssil.

O esquema seguinte apresenta de forma simplificada as utilizações que podem ser dadas ao biogás:

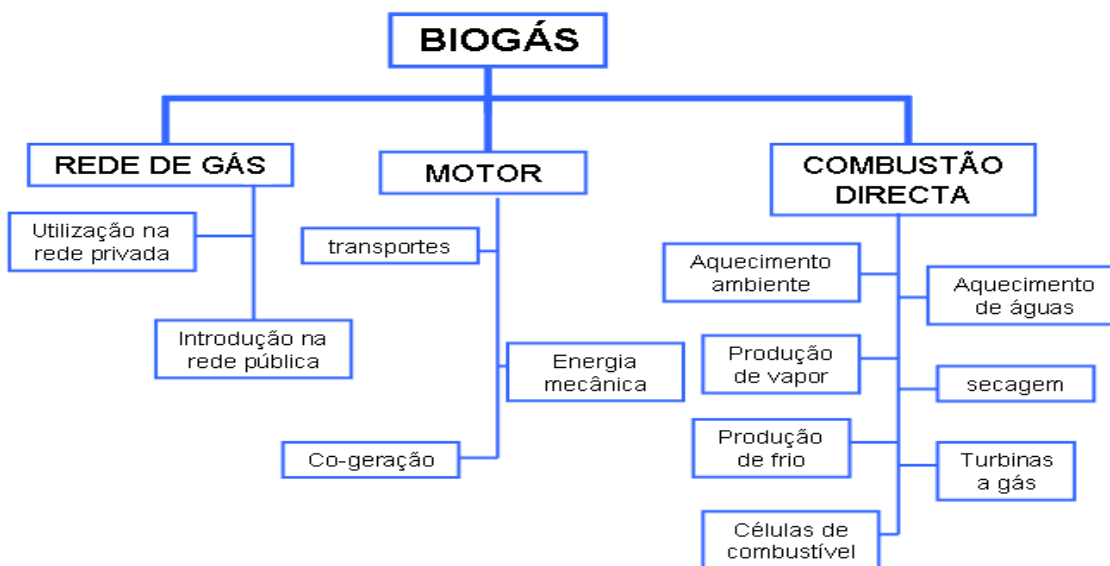


Figura 7.2 Principais utilizações do biogás (Adaptado de Guia Técnico do biogás CCE, 2000)

7.4. DESTINO FINAL – PRINCIPAIS APLICAÇÕES

De acordo com um inquérito realizado pela CCE (2002) a utilização preferencial do biogás em instalações é a produção combinada de calor e electricidade em grupos motor-gerador conforme se pode verificar na figura seguinte:

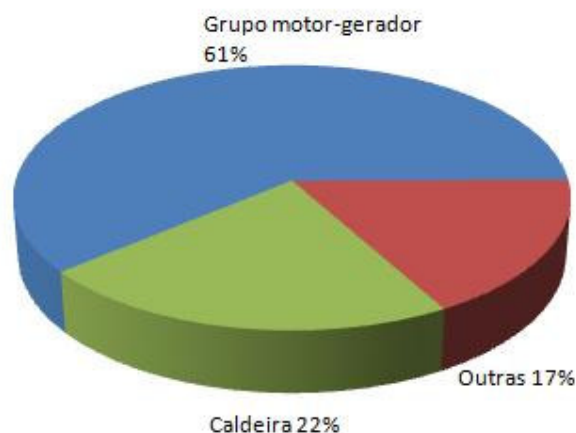


Figura 7.3 – Utilizações preferenciais do biogás (Adaptado de CCE, 2002)

Na categoria outras incluem-se as utilizações em queima directa para aquecimento ambiente, queima em tocha e outras opções simples de efeito limitado.

7.4.1. Utilização em motores

O biogás é utilizado em motores de combustão interna há mais de 40 anos, principalmente em ETAR municipais. A utilização de biogás em motores pode ter uma série de aplicações, como seja a produção de energia mecânica para bombas, ventiladores e elevadores, a utilização em veículos pesados e ligeiros e a produção combinada de calor e electricidade.

Um dos aspectos críticos para a utilização de biogás em motores é a possível presença de contaminantes no combustível, particularmente H_2S e humidade.

7.4.2. Cogeração

A cogeração define-se, segundo o estabelecido pelo Decreto-Lei 189/88 de 27 de Maio como qualquer tipo de produção combinada de calor e energia eléctrica, incluindo o aproveitamento de efluentes térmicos como parte integrante de instalações cuja actividade principal não seja a produção de energia eléctrica.

A cogeração pode ser realizada, entre outros, através dos processos descritos na tabela seguinte. :

Tabela 7.4 – Principais processos de cogeração

Grupos motor-gerador	Eficiência eléctrica: 25-40% Eficiência térmica: 50-55% Investimento moderado
Turbinas a gás ou vapor	Eficiências inferiores aos grupos MG Adequado para instalações maiores Investimento elevado
Microturbinas a gás	Baixas potências (10 a 200kW) Eficiência eléctrica: até 25% Eficiência térmica: até 45% Investimento elevado
Outros	... em desenvolvimento ...

Se o biogás for utilizado num motor-gerador, a eficiência de conversão de energia eléctrica é relativamente reduzida. Esta eficiência de conversão varia entre 25 e 40%. O conteúdo energético do biogás (60 a 75%) é convertido em calor presente nos gases de escape (25 a 35%), na água de arrefecimento do motor (12 a 18%) e no óleo de lubrificação (5 a 10%) para além do que é perdido por radiação (10 a 25%) (CCE, 2000).

Esta energia desperdiçada pode ser recuperada, aumentando assim a eficiência global do processo de conversão de biogás para valores entre 60 a 90%. Essa recuperação do calor é realizada através de permutadores, que recuperam, na forma de água quente, a energia térmica dos circuitos de arrefecimento do motor, do óleo de lubrificação e dois gases de escape. A figura seguinte ilustra as perdas num motor-gerador.

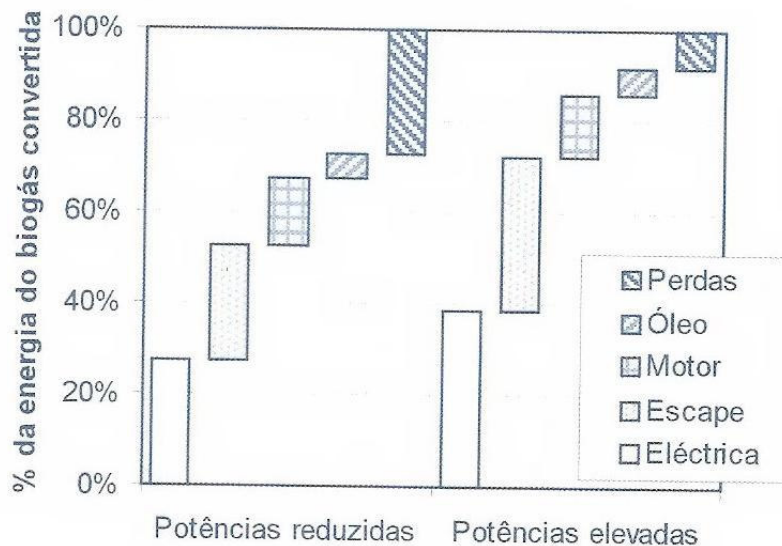


Figura 7.4 – Perdas num motor gerador (CCE, 2002)

O dimensionamento de um sistema de cogeração com base num grupo motor-gerador deve ter em conta os seguintes pressupostos:

- Produção de calor suficiente para manutenção da temperatura de estabilização, garantindo a estabilidade do processo biológico e, conseqüentemente, a produção de biogás;
- Funcionamento o mais contínuo do motor, no sentido de proporcionar uma disponibilidade permanente de energia térmica e evitar paragens desgastantes do motor.

Torna-se então importante armazenar biogás num gasómetro para que haja uma gestão mais eficiente do recurso permitindo assim deslocar consumos, fazer face a períodos de escassez e otimizar a valorização da energia produzida.

Talvez este aspecto coloque o biogás em vantagem em relação a outros recursos renováveis como a energia eólica ou solar.

De forma simplificada, apresenta-se a eficiência da co-geração de biogás:

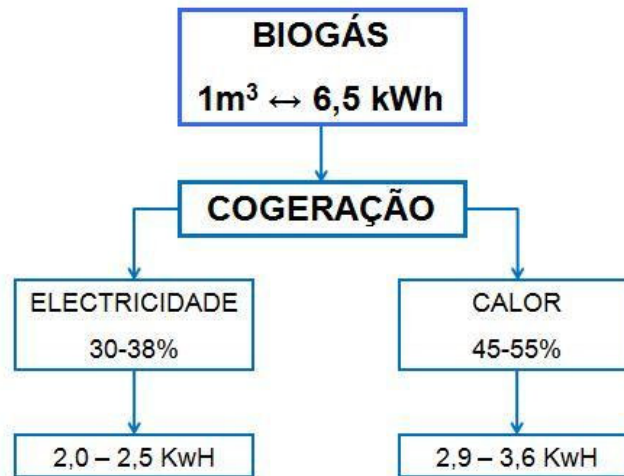


Figura 7.5 – Equivalência energética do biogás

O custo de instalação de um grupo de cogeração com motor gerador por kWe instalado é o que se apresenta na figura seguinte:

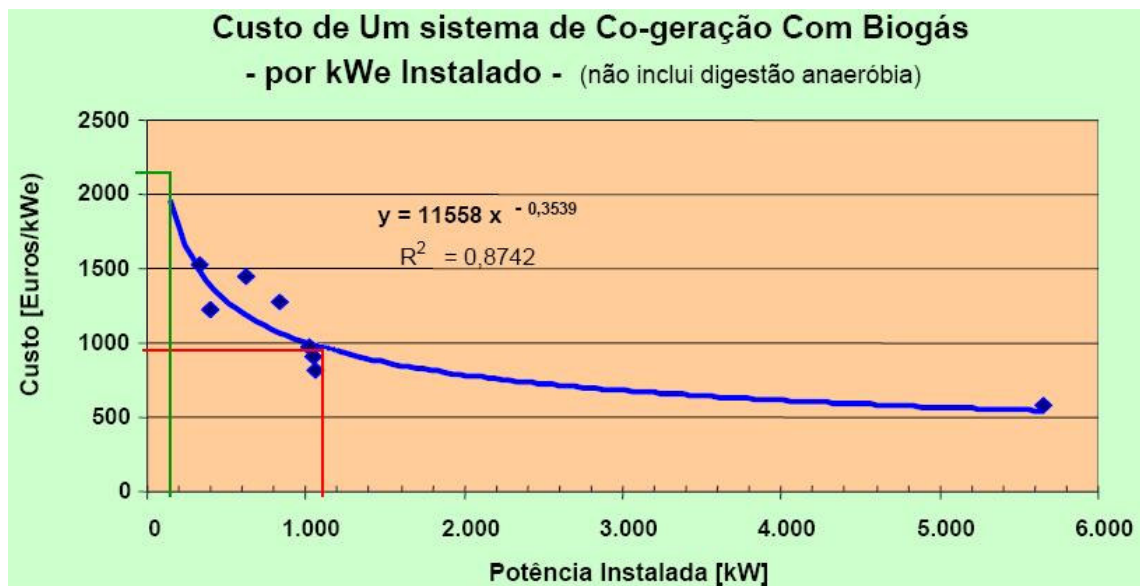


Figura 7.6 – Custo de um sistema de co-geração(SIMLIS, 2007)

O custo de investimento dos sistemas de cogeração é bastante elevado e terá um período de retorno elevado. No entanto, parte do investimento poderá ser amortizada pela perda de dependência à rede pública e também, nos casos de produção de energia em excesso, a sua venda à rede. No ponto seguinte é feita uma análise dos vários tarifários a que o biogás pode ser sujeito utilizando a cogeração.

7.5. PRODUÇÃO, CAPITAÇÃO, ENERGIA GERADA E TARIFÁRIOS APLICÁVEIS

O aproveitamento do biogás tem assumido nos últimos anos um papel relevante no contexto da geração de energia com base em fontes renováveis.

Em Portugal, uma questão que naturalmente se põe em relação ao biogás é a avaliação da sua potencial importância no contexto das energias renováveis. Existem dois factores importantes relativos ao aproveitamento deste gás: a *redução da energia* consumida no tratamento de resíduos e a *redução de emissões* de metano para a atmosfera.

O reconhecimento que os componentes principais do biogás – metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), contribuem para o efeito de estufa e de que, uma quantidade significativa de energia pode ser poupada se se utilizar o seu conteúdo energético, deu origem à implementação de sistemas de cogeração, que procuram, a valorização dos resíduos como fonte energética rentável.

Em Portugal até 2000, o sector da agro-pecuária (principalmente suinicultura) era o principal utilizador de sistemas com produção de biogás (CCE, 2000). O sector agro-industrial e as ETAR domésticas apareciam em igualdade de representação. Na figura seguinte está apresentada a distribuição das instalações construídas até 2000.



Figura 7.7. – Distribuição do biogás por sector (Adaptado de CCE, 2000)

7.5.1. Produção estimada de biogás em ETAR em Portugal

Para estimar o potencial de produção nacional de biogás em ETAR, a falta de informação relativa ao tema é o primeiro obstáculo encontrado. O relatório final do Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e Águas Residuais, referente ao ano de 2006 faz uma caracterização do sector a nível nacional mas não existem referências ao tipo de processo para estabilização das lamas.

Na tentativa de se proceder a uma estimativa do biogás produzido em Portugal foram contactadas algumas entidades gestoras de serviços de saneamento. A informação solicitada refere-se à existência de sistemas de estabilização anaeróbia e qual a utilização dada ao biogás formado. Na tabela 7.5 estão identificadas as entidades contactadas e a resposta obtida.

Tabela 7.5. – Entidades contactadas e dados obtidos

Entidade contactada	ETAR	Tipo estabilização		cogeração	Observações
		frio	mesofílica		
Águas Trás Montes e Alto Douro, S.A.	-	-	-		Não respondeu
Águas do Algarve, S.A.	Lagos		x		Encontra-se em curso um estudo de viabilidade de aproveitamento de biogás
	Silves	x			
	Quinta do Lago	x			
Águas do Ave, S.A.	-	-	-	-	Não respondeu
Águas do Cávado, S.A.	-	-	-	-	Não respondeu
Águas do Centro Alentejano, S.A.	-	-	-	-	Não respondeu
Águas do Centro	-	-	-	-	Não respondeu
Águas do Douro e Paiva, S.A.	-	-	-	-	Não respondeu
Águas do Minho e Lima, S.A.	-	-	-	-	Não respondeu
Águas do Mondego, S.A.	Choupal		X	X	
Águas do Norte Alentejano, S.A.	-	-	-	-	Não respondeu
Águas do Oeste, S.A.	-	-	-	-	Não respondeu
Águas do Zêzere e Côa, S.A.	-				Nenhuma possui estabilização anaeróbia
Sanest, S.A.	-	-	-	-	Não respondeu
Simarsul, S.A.	-	-	-	-	Não respondeu
Simlis, S.A.	Olhalvas			x	
	Norte			x	
Simtejo, S.A.	Beirolas		x	x	
	Chelas		x	x	
	Frielas		x	x	
	S.João da Talha		x	x	
	V.F. Xira		vai entrar		

Os poucos dados obtidos não permitem obter qualquer conclusão e não se obteve, em nenhuma das entidades resposta relativamente à questão sobre o volume de biogás produzido.

Optou-se então por calcular qual seria a produção teórica de biogás em ETAR em Portugal e qual o conteúdo energético associado. Numa primeira fase foi feito um levantamento das ETAR em funcionamento em Portugal. Utilizou-se como Base de dados os resultados obtidos pelo projecto INSAAR (Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e Águas Residuais) através do site do INAG, dados de 2006.

Das ETAR em funcionamento, estas foram agrupadas pelos NUTS II (Nomenclaturas de Unidades Territoriais) e pelo tipo de tratamento existente conforme se indica na tabela seguinte:

Tabela 7.6 - Número de h.e. servidos por tipo de tratamento e por zona territorial (NUTS II)

	Tipo de tratamento (h.e. servidos)						
	ETAR					Outros	
Zona (NUTS II)	Preliminar	Primário	Secundário	Terciário	Indefinido	Fossa séptica	Indefinido
NORTE	-	103.581	822.929	537.112	149.013		
CENTRO	17.853	27.952	799.664	89.981	235.261	218.699	44.807
LISBOA	613.213	490.595	392.997	508.022	33.933	1.313.771	-
ALENTEJO	-	615	372.689	61.352	1.810	52.507	35
ALGARVE	2.500	1.270	266.509	24.445	-	3.579	-
AÇORES	-	-	40.870	-	-	40.952	921
MADEIRA	116.929	-	1.042	4.474	-	418	-

Foram então desenvolvidos dois cenários de estimativa da produção de biogás com base na produção teórica de metano por quilograma de CQO destruído.

Os cenários desenvolvidos são os que se apresentam na tabela seguinte:

Tabela 7.7 Cenários de avaliação

Cenário I	Avaliação do potencial máximo (situação limite) caso fosse possível a estabilização anaeróbia de todas as lamas de ETAR
Cenário II	Avaliação do potencial exequível (mais realista) tomando como referência critérios definidos

No ANEXO IV encontram-se os cálculos detalhados dos cenários propostos.

Foram admitidos os seguintes pressupostos:

- i. O potencial teórico é estimado em $0,35\text{m}^3\text{CH}_4$ formado por cada Kg de CQO destruído (condições PTN).
- ii. Considerou-se uma carga de CQO de 60g/hab.eq/dia .
- iii. Considerou-se uma percentagem de 70% de metano no biogás
- iv. Para o cálculo da electricidade aplicou-se a seguinte fórmula:

$$E_{elétrica} = V_{biogás} * PCI_{biogás} * \eta_{digestor} * (1 - f_{orgânico}) * \eta_{elétrica}$$

Onde:

$V_{biogás}$ é o volume de biogás diário

$\eta_{digestor}$ é o rendimento do digestor (85%)

$f_{orgânico}$ = fracção de matéria orgânica utilizada pelas bactérias para crescimento (5%)

$\eta_{elétrico}$ é o rendimento eléctrico (30%) tendo em conta a energia consumida pelo sistema

CENÁRIO I

O volume máximo de biogás produzido por dia encontra-se apresentado na tabela 7.8 e a produção de biogás repartida por zona está ilustrada na figura 7.8.

Tabela 7.8 - Produção máxima de biogás (m^3/dia)

Zona (NUTS II)	Biogás (m^3/dia)
NORTE	48.379
CENTRO	42.491
LISBOA	82.180
ALENTEJO	14.670
ALGARVE	8.874
AÇORES	2.482
MADEIRA	178

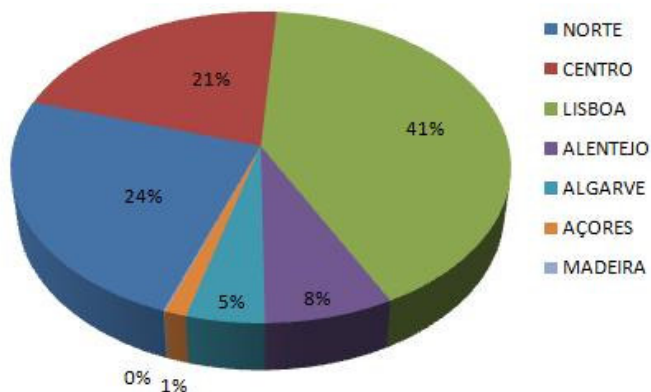


Figura 7.8 - Distribuição da produção máxima de biogás por região (NUTS II)

O valor obtido para a electricidade e potência eléctrica (considerando um factor de carga de 3850 horas anuais) encontra-se representado na tabela seguinte:

Tabela 7.9 - Potencial máximo de energia eléctrica e potência a instalar

Zona (NUTS II)	GWh/ano	Potencia (MW)
NORTE	26	7
CENTRO	23	6
LISBOA	44	11
ALENTEJO	8	2
ALGARVE	5	1
AÇORES	1	0
MADEIRA	0	0
TOTAL	106	27

CENÁRIO II

Para além dos pressupostos gerais, foram ainda admitidos os seguintes pressupostos:

- i. Admitiu-se que todas as ETAR com tratamento secundário e terciário possuem estabilização anaeróbia e aproveitamento de biogás
- ii. Devido à larga existência de projectos de requalificações de ETAR em que, geralmente é pedida cogeração, admitiu-se também que 50% das ETAR com tratamento primário irão produzir biogás até 2010.
- iii. Considerou-se que 50% das ETAR com tratamento indefinido possuem também estabilização anaeróbia

Através das estimativas feitas foi possível concluir as seguintes produções de biogás por dia (tabela 7.10) e a sua distribuição por zona (figura 7.9):

Tabela 7.10 - Potencial exequível de biogás (m³/dia)

Zona (NUTS II)	Biogás (m ³)
NORTE	44.590
CENTRO	30.638
LISBOA	34.899
ALENTEJO	13.058
ALGARVE	8.748
AÇORES	1.226
MADEIRA	165
Total	133.323

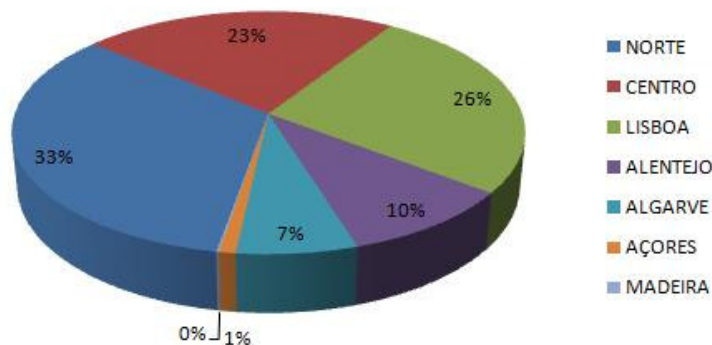


Figura 7.9 - Distribuição da produção exequível de biogás por região (NUTS II)

O valor obtido para a electricidade e potência eléctrica (considerando um factor de carga de 3850 horas anuais) encontra-se representado na tabela 7.11:

Tabela 7.11 - Potencial exequível de energia eléctrica e potência a instalar

Zona (NUTS II)	GWh/ano	Potencia (MW)
NORTE	24	6
CENTRO	16	4
LISBOA	19	5
ALENTEJO	7	2
ALGARVE	5	1
AÇORES	1	0
MADEIRA	0	0
Total	71	18

7.5.2. Tarifários de energia formada a partir de biogás em Portugal

Em Portugal existem essencialmente dois mecanismos de apoio directo à produção de energia eléctrica a partir do biogás: um regime jurídico que estabelece uma remuneração diferenciada por tecnologia e um regime de exploração para a produção de energia eléctrica com base em recursos renováveis e uma medida de apoio ao investimento em projectos de produção de energia a partir de fontes de energia renovável.

O Decreto-Lei n.º 29/2006 de 15 de Março, veio estabelecer as bases gerais de organização e funcionamento do Sistema Eléctrico Nacional (SEN) classificando a produção de electricidade em dois regimes:

- i. produção em regime ordinário;
- ii. produção em regime especial.

Ao regime especial, caso do biogás, corresponde a produção de electricidade com incentivos a:

- i. utilização de recursos endógenos e renováveis;
- ii. produção combinada de energia térmica e eléctrica (cogeração)

Na sequência da publicação do Decreto-lei n.º 172/2006 de 23 de Agosto, que estabelece o regime correspondente à produção em regime ordinário, o Governo estabeleceu o regime associado à produção em regime especial mediante a publicação dos seguintes decretos relativos a:

- i. produção combinada de calor e electricidade - Portaria nº60/2002 de 15 de Janeiro;
- ii. produção de energia a partir de fontes de energia renováveis que têm uma natureza integradora e de actualização, à luz de novas metas e realidades - Decreto-lei 33-A/2005 de 16 de Fevereiro.

O primeiro é aplicável a instalações de co-geração que utilizem mais de 50% de energia primária renovável e tenham um REE (rendimento eléctrico equivalente) superior a 45%.

No segundo é definido o coeficiente Z utilizado nas fórmulas de cálculo do tarifário onde as ETAR são definidas no ponto 18 do artigo 2º, alínea g) “instalações relativas às tecnologias renováveis não referidas nas alíneas anteriores”.

Este decreto atribui os seguintes valores ao coeficiente Z , a utilizar no cálculo do tarifário conforme se indica na tabela 7.12.

Tabela 7.12 – Coeficientes Z a utilizar no cálculo da tarifa de remuneração

Tipo biogás	Alínea	Coeficiente Z
Biomassa animal	d	7,5
Aterro	e	7,5
Outros... ETAR	g	1

A diferença na tarifa de remuneração do kWh fazendo $Z=1$ ou $Z=7,5$ é bastante elevada (SIMLIS, 2007):

$Z=1 \rightarrow 0,0549\text{€/kWh}$

$Z=7,5 \rightarrow 0,1054\text{€/kWh}$

Tendo em conta que os resíduos têm a mesma origem, deveria existir maior igualdade.

Um estudo efectuado pela SIMLIS conclui que, numa instalação com o tarifário das Energias Renováveis não há vantagem em incrementar a produção em Ponta e Cheia pois o preço do kWh não aumenta significativamente.

Uma instalação com tarifário de cogeração há vantagem em incrementar a produção em Ponta e Cheia pois o preço de kWh sobe substancialmente.

8. PRINCIPAIS DIFICULDADES TÉCNICAS DE SISTEMAS DE ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA COM UTILIZAÇÃO DE BIOGÁS

Com base em inquéritos realizados aos proprietários de instalações de biogás em Portugal efectuados pela Direcção Geral de Energia e Geologia foi possível efectuar uma caracterização desta tecnologia que, de acordo com a experiência dos mesmos, deverá ser utilizado para o desenvolvimento de futuros projectos.

Os proprietários de instalações de estabilização anaeróbia com utilização de biogás incluem como principais razões motivadoras para avançar com projectos desta natureza, as seguintes:

- i. tecnologia que combina tratamento com produção de energia;
- ii. possibilidade de obtenção de subsídios;
- iii. eliminação de odores e insectos;
- iv. estabilização de lamas eficaz;
- v. aconselhamento e consultoria por parte de empresas comerciais;
- vi. pressões do ambiente para melhorar solução de tratamento dos efluentes;
- vii. apenas por questões de poupança energética e respectiva receita.

Outras razões apontadas são as de melhorar o desempenho das ETAR, a de produzir um combustível para aquecimento de pavilhões de suínos, actividades de investigação e formação e sensibilização.

No entanto, estes sistemas são complexos e apresentam algumas dificuldades e aspectos técnicos de operação e manutenção que é preciso ter em conta pois são necessários ao sucesso de um sistema de biogás. Os proprietários deste tipo de instalações apontam como principais problemas a nível dos digestores, por ordem de importância:

- i. acumulação de sólidos no digestor;
- ii. fugas e baixa produção (também variável) de biogás;
- iii. entupimento das tubagens;
- iv. dificuldades de manutenção da temperatura;
- v. falhas nas bombas;
- vi. dificuldades de impermeabilização.

Outras situações pontuais e específicas são também problemas de corrosão, mau dimensionamento do digestor e dificuldades em manter uma biomassa bacteriana estável (principalmente em efluentes industriais).

Os principais problemas apontados pelos responsáveis pela operação e manutenção são os seguintes:

- i. avarias dos motores;
- ii. corrosão das tubagens de gás;
- iii. avaria e limpeza das caldeiras;
- iv. fugas nos gasómetros;
- v. entupimento e colmatção dos filtros;
- vi. acumulação de condensados nas tubagens de gás;
- vii. corrosão de válvulas e tubos de escape dos motores;
- viii. falta de pressão do gás para utilização.

No entanto, apesar das falhas existentes o sucesso deste tipo de instalações deve-se ao grau de tratamento proporcionado, reduções nos custos de energia, manutenção simplificada e grau de estabilização de lamas proporcionado.

Pelas razões acima descritas é necessário fazer uma correcta avaliação dos recursos disponíveis e avaliar e escolher correctamente a melhor forma de utilizar o biogás produzido. São também considerados aspectos importantes os seguintes:

- i. utilização de tubagens em PVC e dotadas de sistemas de purga de condensados;
- ii. facilidade de manutenção dos filtros;
- iii. utilização de motores mais fiáveis para a produção de biogás;
- iv. dimensionamento adequado de todo o equipamento;
- v. utilização de equipamento facilmente substituível;

9. CASO DE ESTUDO

Existem diversos estudos que definem os parâmetros ótimos teóricos de funcionamento de digestores tendo em vista a produção de biogás. Os valores apresentados são teóricos, retirados de literatura e correspondem às melhores práticas. No ponto 9.4, quando se fizer a avaliação do desempenho serão estes valores teóricos tomados como referência. De seguida é caracterizado um sistema de estabilização anaeróbia nos seus vários parâmetros e relações.

9.1. CARACTERIZAÇÃO DE UM SISTEMA TEÓRICO DE ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA

Para atingir o objectivo proposto nesta dissertação é necessário identificar e reconhecer quais os parâmetros e quais as relações entre eles que têm influência na operação do sistema para que depois seja possível compará-los com os dados obtidos para a ETAR escolhida como caso de estudo. De seguida descrevem-se esses parâmetros e relações.

Um sistema de estabilização anaeróbia deve possuir um programa de análises para que seja possível controlar o seu funcionamento. Segundo WPCF (1987) a periodicidade das análises deverá ser a seguinte:

Tabela 9.1 – Periodicidade e parâmetros a analisar num sistema de estabilização anaeróbia

Parâmetro	Frequência mínima
Lama espessada	
Sólidos totais	2 vezes/semana
Sólidos voláteis	2 vezes/semana
pH	diária
Caudal	2 vezes/semana
Conteúdo do digestor	
Ácidos voláteis	Quinzenal
Alcalinidade	Quinzenal
Sólidos voláteis	Quinzenal
Sólidos totais	Quinzenal
pH	Diária
Temperatura	Diária
Oxigénio	Mensal
Dióxido de carbono	Semanal
Metano	Semanal
Produção de gás	Diária

Para que a operação de um digestor seja correcta é importante monitorizar alguns parâmetros e garantir que estes se mantêm dentro de intervalos aceitáveis. A tabela seguinte apresenta os parâmetros a analisar e o intervalo de valores recomendado para que a produção de gás seja máxima.

Tabela 9.2 – Condições ambientais e operacionais para uma produção máxima de metano durante a estabilização anaeróbia de lamas de águas residuais, segundo vários autores

	(MALINA & POHLAND, 1992)		WPCF (1987)
Parâmetro	Ótimo	Extremo	Intervalo
Ph	6,8 – 7,4	6,4 – 7,8	6,8 – 7,2
Potencial redox (mv)	-520 a -530	-490 a -550	-
Ácidos voláteis (mg/L ácido acético)	50 – 500	➤ 2000	50 – 300
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	1500 – 3000	1000 – 5000	2000 – 2500
Temperatura (°C)			
Mesofílica	30-35	20 – 40	27 – 38°C
Termofílica	50	45 – 60	-
Tempo de retenção (dias)	10 - 15	7 – 30	15 – 20 dias
Composição do gás			
Metano – CH ₄	65 – 70	60 – 75	65 – 70%
Dióxido de carbono - CO ₂	30 - 35	25 - 40	30 – 35%

Outras considerações que devem ser tomadas estão descritas na tabela seguinte:

Tabela 9.3 – Relações e parâmetros para uma produção máxima de metano durante a estabilização anaeróbia de lamas de águas residuais

Parâmetros	Intervalo	Observações
Carga de sólidos	1,6 – 4,8 Kg/m ³	Se superior a 0,8, a produção de metano cessa. Ideal: <0,1
Rácio ácidos voláteis/alcalinidade	0,01 – 0,2	
Redução de sólidos voláteis	40 – 70%	
Produção de gás por Kg de SV destruído	0,76 – 1 m ³	

A ETAR escolhida como caso de estudo foi a ETAR de Sesimbra. Para se fazer uma correcta avaliação do sistema é necessário conhecer as suas características e modo de funcionamento. De seguida, é feita a caracterização da ETAR de Sesimbra em vários aspectos: localização, condições de afluência, linha de tratamento com especial ênfase na linha sólida.

9.2. CARACTERIZAÇÃO DA ETAR DE SESIMBRA

A ETAR de Sesimbra, incluída no subsistema municipal da Península de Setúbal localiza-se dentro do Porto de Abrigo de Sesimbra com as coordenadas geográficas de 39°26'N e 9°06'O.



Figura 9.1 – Vista da ETAR de Sesimbra a 100m de altitude (GOOGLE Earth, 2008)

Este subsistema recebe as águas residuais provenientes do município de Sesimbra (vila) e é constituído por uma rede (unitária) e por um conjunto de receptores e emissários, dois sistemas elevatórios (E.E. Fortaleza e E.E. Mar) que bombeiam um caudal médio de 6000 m³/d e a ETAR.

A vila de Sesimbra é um ponto turístico de grande interesse e como consequência, nos meses de Verão, o caudal tem um incremento de, aproximadamente, 80% (MACHADO, 2008).

O efluente tratado é descarregado no Oceano Atlântico através de um emissário com 800m de comprimento numa “zona menos sensível” segundo o Decreto-Lei 198/2008 de 8 de Outubro. Devido às características do meio receptor e à licença de descarga o efluente é sujeito a desinfecção para assegurar uma boa qualidade microbiológica.

9.2.1. Dados base

A ETAR de Sesimbra foi dimensionada para um horizonte de projecto de 15 anos. Apesar de ser uma zona turística, o dimensionamento processual da ETAR não teve em conta alturas de “época baixa” e “época alta”. Como foi referido, o caudal tem um incremento de aproximadamente 80%.

Esta igualdade de dimensionamento nas várias épocas do ano, devido à elevada afluência à ETAR leva à existência de vários problemas na operação do sistema, nomeadamente o volume de gás queimado na tocha nos meses de Verão.

As condições de afluência estão descritas na tabela seguinte:

Tabela 9.4 – Condições de afluência no ano 0 e no ano HP (SIMARSUL, 2001)

Condições de afluência	Ano 0	Ano HP
População atendida (hab.)	18.000	30.000
Caudal de dimensionamento processual (m ³ /dia)	2.720	6.000
Caudal de dimensionamento hidráulico ponta (m ³ /h)	432	864
CBO ₅ (mg O ₂ /l)	357	270
SST (mg/l)	596	450
Óleos e gorduras	66	50

No ano de 2006 o caudal médio tratado foi cerca de 2951m³/dia e em 2007, 2814m³/dia.

9.2.2. Etapas do tratamento

A ETAR foi projectada para assegurar uma qualidade elevada do efluente final e devido à localização, área disponível e proximidade com zonas de lazer apresenta uma solução compacta descrita em seguida. Como base para esta caracterização foram utilizados documentos como as Memórias Descritivas de Concurso (Empreitada de Concepção/Construção de Reformulação e Benificação da ETAR) e a Descrição do Processo de Funcionamento da ETAR.

Esta estação de tratamento é constituída por três etapas de tratamento na fase líquida:

- Tratamento preliminar e primário através de um órgão compacto, o SEDIPAC 3D®
- Tratamento secundário através do processo de biofiltração (Biofor®)
- Desinfecção por UV

O efluente chega à obra de entrada sendo distribuída pelos canais em funcionamento (2 + 1). No final de cada canal existe um tamisador tipo Aqua-Guard® ou tipo Step Screen®.

Após a tamisação o efluente é encaminhado para um órgão compacto, o SEDIPAC 3D® que combina num único órgão as operações de desarenação, desengorduramento e decantação lamelar.

Após o tratamento primário o efluente para as caixas de admissão aos biofiltros onde tem lugar o tratamento secundário. É importante referir que, na saída do SEDIPAC 3D® existem novamente tamisadores para impedir o entupimento dos biofiltros.

O sistema de biofiltração é constituído por duas etapas, a primeira por quatro Biofor C e a segunda por dois Biofor C+N. Estes, em conjunto asseguram a remoção da poluição carbonácea e a nitrificação do azoto amoniacal.

O efluente dos Biofor é depois conduzido a uma cisterna de água suja que é posteriormente elevada para o canal de entrada do SEDIPAC 3D®.

Depois do tratamento biológico o efluente é sujeito a uma desinfecção por raios ultravioleta (UV) constituído por vários módulos numa estrutura de aço inox que suporta 5 fiadas com 8 lâmpadas cada uma.

Existe ainda uma cisterna de água desinfetada (40m³) que é utilizada como água de serviço.

Antes de ser descarregado, o efluente passa por um canal Parshall onde é feita uma medição de caudal.

O facto de se utilizar biofiltros para o tratamento biológico, retornando a água de lavagem dos mesmos ao SEDIPAC 3D®, leva a que se gerem lamas mistas na zona de decantação sendo estas removidas do órgão e encaminhadas por bombagem para o espessador onde se assegura um rendimento de captação de sólidos suspensos totais (SST) de cerca de 95%.

As lamas espessadas são depois enviadas para o digestor onde ocorre o processo de estabilização anaeróbia.

Foi instalado recentemente um sistema de cogeração que permite a produção de energia térmica e eléctrica.

Depois de estabilizadas, as lamas são desidratadas por centrifugação e armazenadas em dois silos. A sicidade preconizada é de 25% e as lamas são posteriormente enviadas para destino final.

Devido à sua localização, a ETAR de Sesimbra é especialmente sensível aos odores. Encontra-se equipada com dois sistemas de desodorização: biofiltração (leito de turfa) e, em situações necessárias, por desodorização química em torres de lavagem (“lavagem ácida” com ácido sulfúrico seguida de “lavagem oxidante em meio alcalino” com hipoclorito de sódio e soda cáustica)

O ar é aspirado da obra de entrada, contentores de armazenamento de gradados, areias e gorduras, do espessador, centrífuga e silos de armazenamento.

9.2.3. Processo de estabilização anaeróbia

O processo de estabilização anaeróbia é extremamente importante no âmbito desta dissertação. É a eficiência deste processo que condiciona a produção de biogás e que permite a conversão do mesmo em energia.

A estabilização anaeróbia tem como objectivo principal a estabilização das lamas geradas na ETAR para que depois estas possam seguir para destino final adequado.

A figura seguinte ilustra o processo de estabilização anaeróbia da ETAR de Sesimbra.



Figura 9.2 – Sistema de estabilização anaeróbia de Sesimbra

Do espessador as lamas são enviadas, por dois grupos electrobomba de cavidade progressiva, para os órgãos de estabilização. O sistema é constituído por dois digestores anaeróbios (NORTE e SUL). São de construção em betão, cilíndricos, de fundo cónico e de cobertura fixa em betão armado. Apresentam as seguintes características:

Tabela 9.5 – Características dos digestores anaeróbios da ETAR Sesimbra

Diâmetro	11,0 m
Altura cilíndrica	6,30 m
Volume (unitário)	600 m ³

A agitação dos digestores é feita através de gás, sendo a injeção do mesmo, central. O diâmetro superior à altura favorece esta mistura através da criação de um efeito espiral que impede a formação de flotantes na superfície do digestor não sendo assim necessário o retorno destes à cabeça da estação. A agitação é feita por um feixe central de canas de injeção de gás que é alimentado por compressores a palheta (decisão justificada com base na estanquicidade e também o fraco consumo de óleo).

O aquecimento das lamas foi projectado para uma temperatura de 35°C. O sistema de aquecimento é exterior feito através da recirculação de lamas em permutadores de calor do tipo espiral. Três grupos electrobomba (2+1) aspiram as lamas na base dos digestores para as recircular para a cuba de lamas frescas.

A alimentação de água quente é efectuada por uma caldeira funcionando a biogás.

Como já foi referido optou-se pela construção de dois digestores cada um com o volume de 600 m³ o que se traduz num tempo de retenção de 21 dias e numa redução de sólidos voláteis de cerca de 40%.

As tabelas 9.6 e 9.7 indicam as características das lamas antes e após a digestão.

Tabela 9.6 – Características das lamas espessadas

Lamas espessadas	Unidades	ANO HP
Peso SST	Kg.d ⁻¹	2873
% sólidos voláteis	%	66,7
Peso de sólidos voláteis	Kg.d ⁻¹	1915
Peso sólidos minerais	Kg.d ⁻¹	958
Volume diário	m ³ .d ⁻¹	57,5

Tabela 9.7 – Características das lamas digeridas

Lamas digeridas	Unidade	Ano HP
Peso de sólidos voláteis		1149
Peso sólidos minerais	Kg.d-1	958
Peso lamas digeridas		2017

Admitiu-se uma produção de metano de 0,9 m³ por kg de matéria volátil digerida, sendo a produção de biogás de 689 m³/d com cerca de 60/65% de metano.

O gasómetro associado a este sistema possui um volume de 100m³, o que permite um armazenamento um pouco superior a 3h de produção.

O biogás produzido alimenta uma caldeira para aquecimento das lamas, e o excesso é queimado numa tocha com um caudal nominal de 60m³/h.

As necessidades de calor da estabilização são a soma das necessidades de reaquecimento das lamas que entram e das compensações das perdas por permuta com o exterior, resumidas na tabela seguinte:

Tabela 9.8 – Necessidades de calor

Necessidades em termias por dia (th/dia)	Inverno	Média anual	Verão
Reaquecimento das lamas frescas	1.554	1.266	1.093
Compensação das perdas	1.179	943	708
Total	2.733	2.209	1.801

Tendo em conta as perdas em linha e os rendimentos de permuta, as necessidades reais de alimentação em ponta de Inverno, serão: $2.733 / 0,95 = 2.877$ th/d ou 120 th/h.

As caldeiras previstas, com um rendimento de 90 %, têm portanto uma potência unitária de 130 th/h, o que permite o aquecimento de Inverno.

O balanço energético estabelece-se portanto da forma seguinte, em função das necessidades térmicas da estabilização:

Tabela 9.9 – Balanço energético do biogás produzido

Balanço energético	Inverno	Média anual	Verão
Gás consumido			
- pela caldeira (m ³ /d)	581	470	383
- pela tocha (m ³ /d)	108	219	306

9.3. RESULTADOS

Esta estação possui um controlo analítico acessível desde o ano de 2006. São analisados vários parâmetros em vários pontos de amostragem.

Várias análises laboratoriais são feitas, pelo menos, semanalmente para determinar as condições não só da linha sólida mas também da linha líquida.

As tabelas seguintes (9.10 e 9.11) apresentam um resumo dos pontos e parâmetros amostrados na fase líquida e sólida.

Tabela 9.10 – Parâmetros amostrados na fase líquida

Linha líquida	Afluente Bruto	Saída DP	Biofor C	Entrada UV	Efluente final
pH	x	x	X		x
OD (mg/L)	x	x	X		x
Conductividade	x	x	X		x
SST· (mg/L)	x	x	X		x
SSV	x	x	X		x
CBO5	x	x	X		x
CQO	x	x	X		x
O e G	x	x			x
N Kjeldahl	x				x
N Amoniacal	x				x
Nitratos	x				x
P Total	x				x
N Total	x				x
Nitritos	x				x
Hidrocarbonetos	x				x
Coliformes totais	x			x	x
Coliformes fecais	x			x	x

Tabela 9.11 – Parâmetros amostrados na fase sólida

Linha de lamas	Entrada espessador	Saída espessador	Saída digestor
Matéria seca	x	x	x
Matéria volátil	x	x	x
pH		x	x
Ácidos gordos			x
Alcalinidade			x

Como está descrito são realizados testes de pH, alcalinidade, sólidos voláteis, produção de gás, percentagem de sólidos entre outros. Os dados semanais desde 2006 foram recolhidos e analisados na forma de folha de cálculo.

9.3.1. Parâmetros operacionais

Na tabela seguinte são apresentados os valores obtidos para os anos em causa, respeitantes aos mais importantes parâmetros de operação do processo de estabilização. No ANEXO V encontram-se os valores obtidos para cada dia de amostra.

Tabela 9.12 – Valores obtidos nos anos em causa

Parâmetro	Valor médio	Valor mínimo	Valor máximo
pH	7	6,9	7,1
Potencial redox (mv)	-	-	-
Ácidos voláteis (mg/L ácido acético)	127	51	200
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	3150	310	7200
Temperatura (°C)	-	-	-
Tempo de retenção (dias)	21	21	21

Como foi referido o sistema possui aquecimento de lamas através de uma caldeira que funciona a biogás. Esta caldeira estragou-se no ano de 2007 e desde então tem funcionado de forma irregular não sendo por isso possível ter registos da temperatura de funcionamento do sistema.

9.3.1.1. Alcalinidade

Os valores de alcalinidade variaram, ao longo do tempo, conforme se ilustra na figura seguinte:

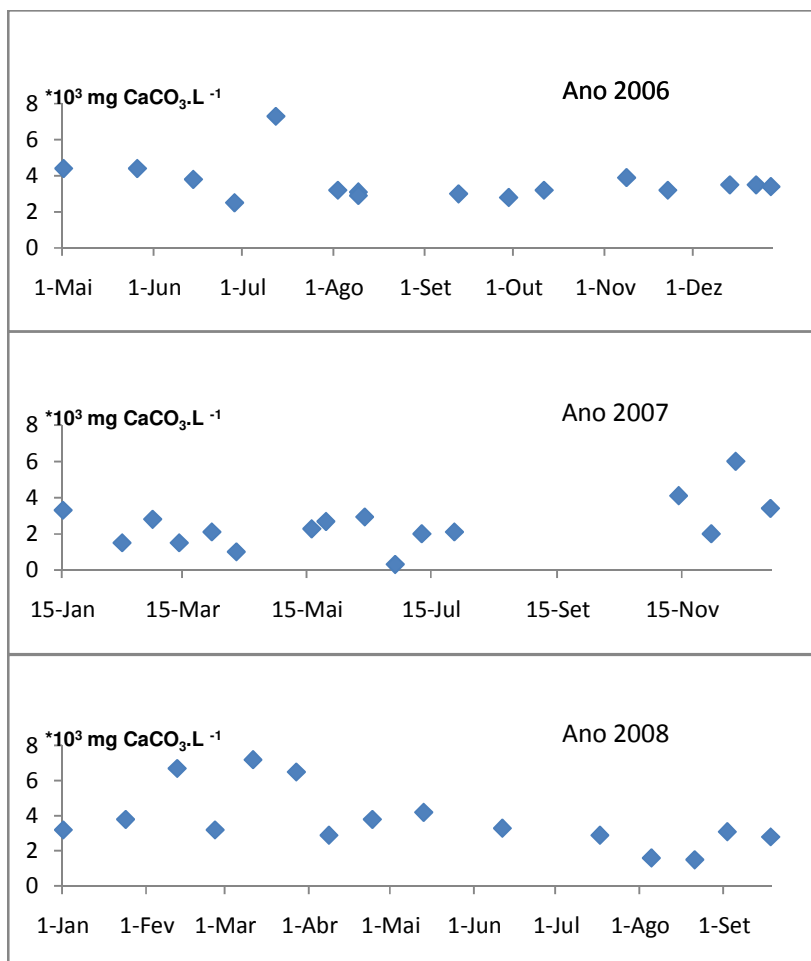


Figura 9.3. – Valores de alcalinidade nos anos considerados

9.3.1.2. Redução de sólidos totais e voláteis

A redução de sólidos totais e voláteis foi calculado com base no seguinte balanço de massa:

$$\text{Redução sólidos voláteis (\%)} = \left(\frac{SV_{\text{lamas espessadas}} - SV_{\text{lamas digeridas}}}{SV_{\text{lamas espessadas}}} \right) * 100$$

O mesmo cálculo foi feito para os sólidos totais embora este parâmetro não seja indicador da estabilidade do processo.

Os gráficos seguintes apresentam os resultados obtidos para 2006, 2007 e 2008.

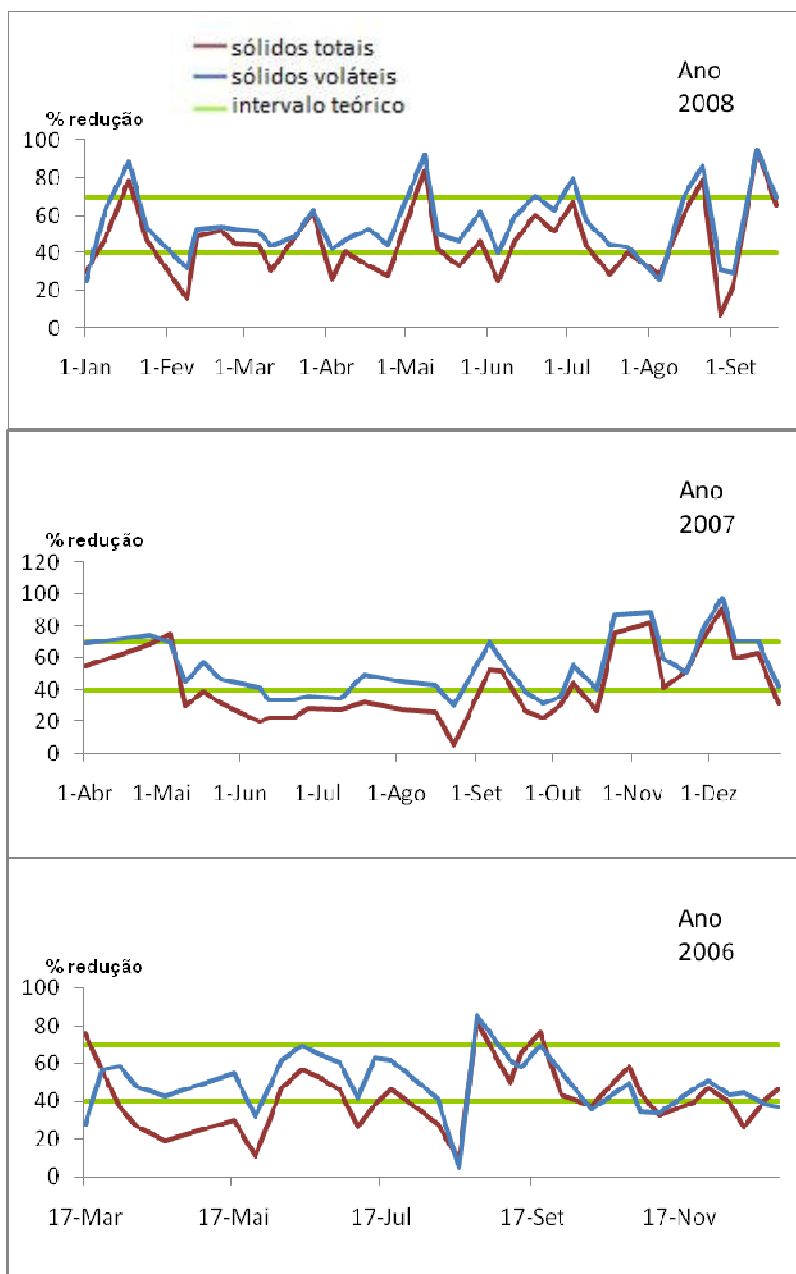


Figura 9.4. – Reduções de sólidos totais e voláteis nos anos considerados

9.3.1.3. Rácio Ácidos voláteis/Alcalinidade

O rácio ácidos voláteis/ alcalinidade foi o seguinte ao longo do tempo estudado:

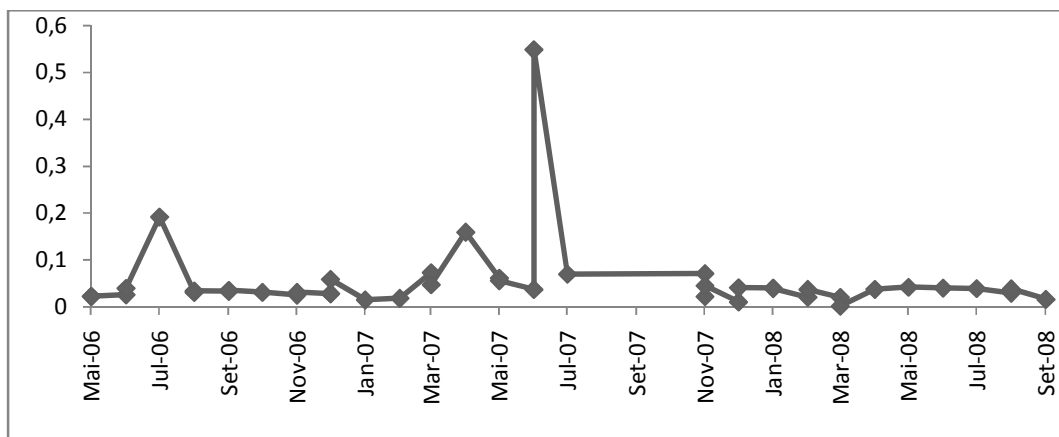


Figura 9.5 – Evolução do rácio ácidos voláteis/alcalinidade

9.3.1.4. Produção de gás, taxa volumétrica de produção de gás e componentes principais do gás

A ETAR em estudo não possui um caudalímetro para controlo do caudal de biogás formado no processo. Por esta razão é impossível determinar qual a taxa volumétrica de produção de gás e qual a capitação do mesmo.

O conteúdo do biogás encontra-se na seguinte tabela:

Tabela 9.13. – Componentes do biogás

DATA	CH ₄	CO ₂	O ₂	Outros	H ₂ S	Laboratório
05-07-2006	68,3%	31,5%	0,2%	0,0%		-
04-10-2006	67,6%	30,4%	0,2%	2,8%		-
05-01-2007	65,0	32,2	0,2	2,6		Ecotécnica
10-01-2007	56,0	40,0	0,0	3,9	>500 ppm	Ecotécnica
20-06-2007	67,0	33,0	0,0	0,0		Quimitécnica
04-03-2008	67%	29,5%	0%			-
03-06-2008	67,7%	31,1%	0%			-

9.4. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

9.4.1. Parâmetros operacionais

Os valores de pH recolhidos não são conclusivos pois a amostra não é significativa. No entanto, os poucos valores recolhidos encontram-se dentro da gama de valores encontrados na literatura estando o digestor, relativamente às condições de pH a operar dentro de condições estáveis.

As concentrações de ácidos voláteis encontram-se na gama de valores definida como óptima por MALINA & POHLAND (1992) bem como no intervalo definido pela WPCF (1987).

Segundo o intervalo de valores definido pela WPCF (1987), os valores de alcalinidade encontram-se 26% dentro do mesmo. Se for adoptado o proposto por MALINA POHLAND (1992), 40% dos valores encontram-se dentro do intervalo óptimo e 87% dentro do intervalo considerado como extremo.

O rácio ácidos voláteis/alcalinidade variou entre 0,02 e 0,19 com excepção de um valor acima dos 0,5. A este valor está associado uma alcalinidade de apenas 320 mg CaCO_3/L no digestor. Apesar deste valor baixo, não houve acumulação de ácidos voláteis no digestor uma vez que esta era de 170mg/L. Em apenas 7% dos casos este rácio ultrapassa os 0,1 conforme recomendado na literatura.

Apesar da alcalinidade ser, em vários casos baixa, não há acumulação de ácidos gordos voláteis no digestor, o pH encontra-se dentro do intervalo de valores e o rácio AGV/Alcalinidade encontrava-se baixo também.

Pela conjugação destes factores, nomeadamente o baixo teor em AGV e pH neutro, é possível afirmar que a metanogénese não é factor limitante neste sistema.

9.4.1.1. Redução de sólidos totais e voláteis

A redução de sólidos voláteis num digestor deve encontrar-se entre 40% e em geral, não excede os 70%. O balanço de massas revelou uma percentagem de redução entre 25% e 97%.

Estes valores de redução podem dever-se a elevados tempos de retenção no digestor, principalmente nos meses de Inverno, à elevada percentagem de sólidos voláteis biodegradáveis presentes nas lamas ou devido a erros de amostragem e análise.

9.4.1.2. Efeitos do tempo de retenção hidráulico no sistema

O desempenho de uma comunidade microbiológica que se desenvolve num sistema anaeróbio é determinado principalmente pelo tempo de retenção de sólidos. O tempo de retenção hidráulico neste sistema é igual ao tempo de retenção de sólidos porque não há recirculação de lamas ao digestor.

Apesar de não haver dados sobre o tempo de retenção hidráulico, sabe-se que este é menor nos meses de Verão que no Inverno.

É possível estabelecer uma comparação usando como base os dados recolhidos no 1º trimestre de 2008 (Inverno) com os recolhidos no 3º trimestre (Verão) do mesmo ano¹.

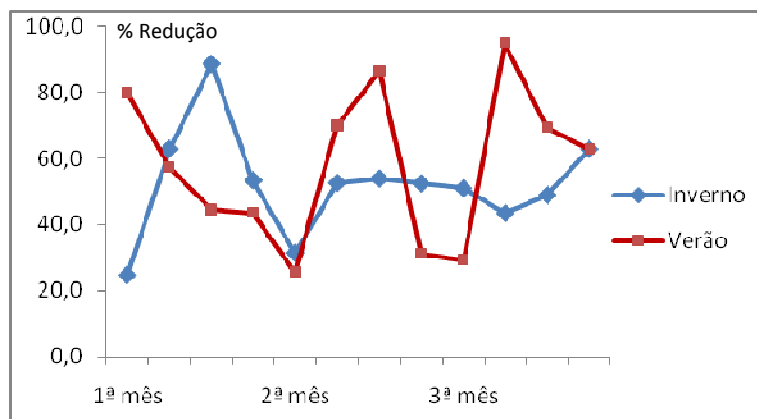


Figura 9.6. – Reduções de sólidos voláteis no período de Inverno e Verão

Seria de esperar que a percentagem de redução fosse maior nos meses de Inverno uma vez que os caudais são menores e é assim possível manter as lamas no digestor mais tempo (facto que acontece).

Uma vez que o sistema não se encontra a operar a temperatura controlada, esta é dependente de factores externos, nomeadamente a temperatura ambiente. Por esta razão, apesar do tempo de retenção ser menor no Verão, a temperatura interna do digestor é maior o que poderá explicar a maior percentagem de redução.

Em relação à alcalinidade, esta pode variar directamente com a concentração de sólidos afluente e com o tempo de retenção. O gráfico seguinte mostra a evolução da alcalinidade para o período considerado.

¹ A escolha recai sobre este ano pois é o único, dentro do universo de dados recolhidos que apresenta uma amostragem em todas as semanas do ano até à data de recolha de dados.

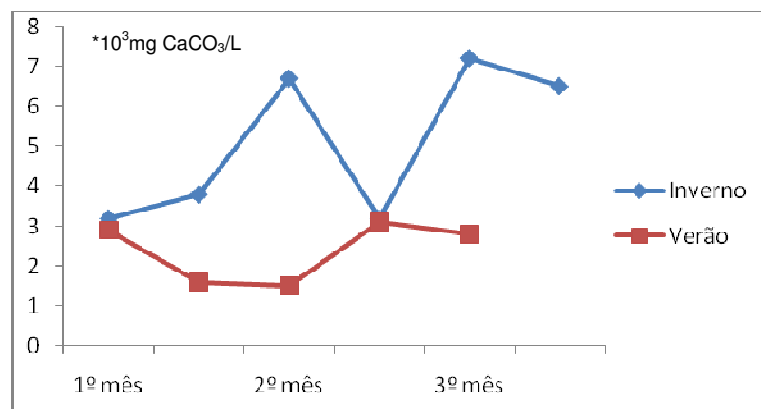


Figura 9.7. – Evolução da alcalinidade nos períodos considerados

A alcalinidade do bicarbonato é formada através da reacção da amónia com dióxido de carbono e água para formar bicarbonato de amónia. Esta produção natural de alcalinidade cria um efeito tampão que, na maioria dos digestores mantém o pH na gama desejada de 6,8 – 7,2.

Os valores de alcalinidade variaram entre 1500 e 7200 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ conforme o tempo de estabilização era mais curto ou mais longo respectivamente.

É possível verificar pela análise do gráfico que nos meses de Verão os valores de alcalinidade se mantêm relativamente constantes. Isto poderá ser explicado pela menor variação no número de habitantes pois no Inverno este número está condicionado ao dia de semana, feriados entre outros enquanto no Verão, apesar do número de h.e. ser maior, este é mais constante.

A concentração de CO_2 aumentou com tempos de retenção maiores embora de forma ligeira. Quando os tempos de retenção eram menores a produção de metano e dióxido de carbono foi de 68/30 (%) e 65/32 (%). Apesar disto as produções de metano e dióxido de carbono consideram-se independentes do tempo retenção hidráulico.

9.4.1.3. Efeitos da carga de sólidos no sistema

O gráfico seguinte relaciona a carga de sólidos (crescente) com a redução (%) de sólidos voláteis conseguida:

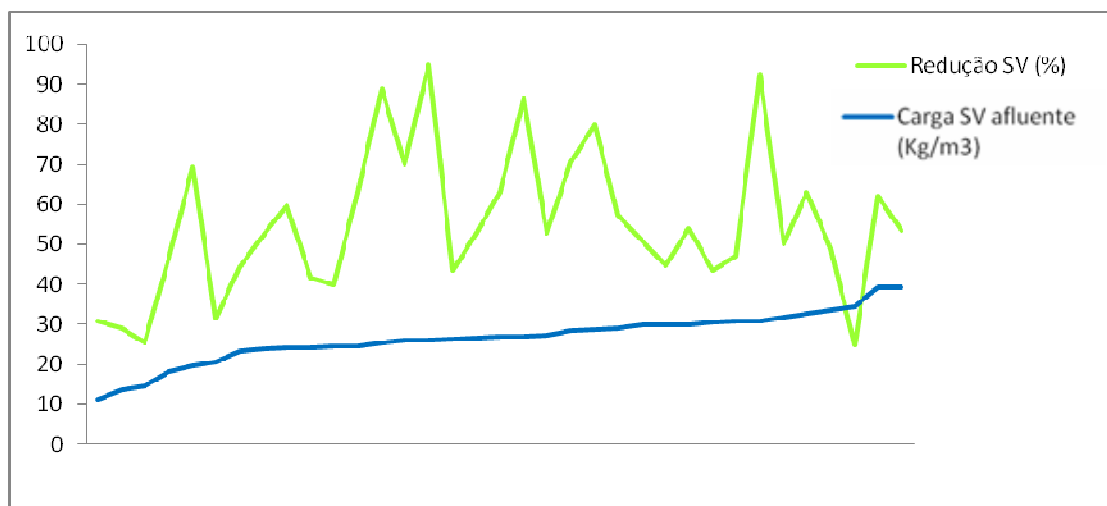


Figura 9.8. – Evolução da redução de SV com a carga de sólidos afluyente

Não parece haver relação directa entre o aumento da carga de sólidos e a diminuição da percentagem de redução de SV.

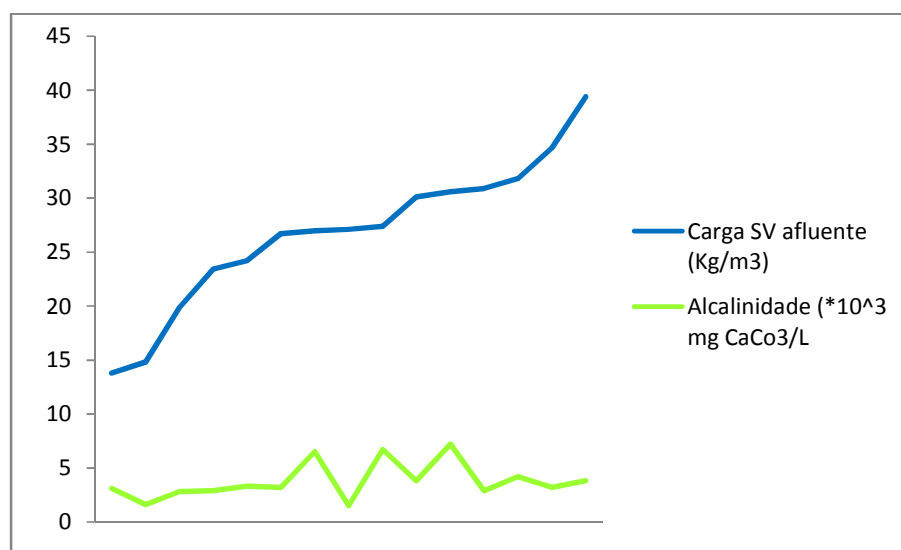


Figura 9.9. – Evolução da alcalinidade com a carga de sólidos afluyente

Os valores de alcalinidade não possuem também, neste sistema, relação directa com o aumento da carga de sólidos voláteis afluyente. No entanto, a alcalinidade deveria variar de forma proporcional com a carga de sólidos voláteis presente.

9.4.1.4. Produção de gás, taxa volumétrica de produção de gás e componentes principais do gás

Uma taxa de produção de $0,75 - 1,12\text{m}^3/\text{Kg SV}$ destruídos (WPCF, 1987) indica geralmente um bom sistema de estabilização. Na ETAR em causa não há controlo da quantidade de gás produzido sendo portanto impossível determinar a performance deste sistema através deste método.

Os testes de composição do gás permitem determinar as causas de más queimas e também da progressão da estabilização. Quando o gás contém mais de 30-35% de CO_2 pode não queimar de forma adequada. O excesso deste gás pode ser devido a maus balanços entre a carga de sólidos afluente, temperatura e tempo de estabilização. Em condições anaeróbias estáveis a composição do gás deveria situar-se entre 30-35% de CO_2 e 65-70% de metano (WPCF, 1987).

O conteúdo em metano e dióxido de carbono variou de 56 a 68% e 30 a 40%. O resultado de H_2S aparece apenas uma vez com uma concentração superior a 500ppm.

A composição do gás do digestor é afectada pelas características das águas residuais afluentes. GUJER e ZENDER (1983) estimaram que a degradação dos lípidos poderia produzir biogás com concentrações de metano entre 67-74% enquanto para proteínas esta produção situar-se-ia entre 50-58% e apenas 50% se se tratasse de hidratos de carbono.

Nesta ETAR, apesar da pouco representatividade da amostra, a concentração de metano média é de 65,5% valor dentro dos limites definidos na literatura bem como a concentração média de dióxido de carbono (32,5%)

9.4.1.5. Análise da produção de gás e utilizações existentes

O gás produzido no digestor era utilizado para alimentação da caldeira, aquecimento do digestor e mistura das lamas.

Como já foi referido, os registos existentes mostram que o gás é composto, em média, por 65,5% de metano e 32,5% de dióxido de carbono. A energia do gás está inteiramente relacionada com a sua composição em metano. Um metro cúbico de metano, em condições PTN apresenta um poder calorífico de aproximadamente 35,770 kJ (WPCF, 1987). Como o conteúdo em CH_4 é de 65,5%, um poder calorífico de 23430 poderá ser usado. Como a produção de metano *não* é contabilizada não é possível aferir valores de produção mensal de energia.

A solução, provavelmente mais viável, é a utilização do biogás para produção de energia para uso da ETAR. Um dos problemas associados com a recuperação de energia é a corrosão causada pela combustão dos produtos do H_2S .

9.4.2. Cogeração e produção de energia eléctrica para o SEP

A dependência energética da ETAR de Sesimbra à rede pública é bastante elevada.

Através da recolha de consumos de energia (ANEXO VI) e estimativa do biogás produzido, foi possível estimar qual seria a redução da dependência energética à rede pública.

A energia consumida na ETAR é dividida em quatro períodos de facturação conforme se indica na tabela 9.14:

Tabela 9.14 – Períodos de facturação à EDP

Períodos		
Ponta	Cheia	Vazio +super vazio
10:30-12:30	9:00-10:30	23:00-9:00
20:00-22:00	12:30-20:00	
	22:00-23:00	

O período de vazio e super vazio foi considerado como único por pertencer ao período nocturno, dividido em dois períodos e não ser possível contabilizá-lo em separado.

O preço da energia paga (ANEXO VII) por este sistema à EDP (Energias de Portugal) é a seguinte:

Tabela 9.15 – Tarifário pago por período de facturação à EDP

Período	Tarifário (€) (KWh/kVArh/kW)
Ponta	0,1044
Cheia	0,0755
Vazio	0,0483
Super vazio	0,0449
Vazio + Super Vazio	0,0466

Foi feita a média aritmética para cálculo do preço da energia em sistema de Vazio + Super Vazio.

Através da recolha dos consumos foi calculada a energia média consumida no período considerado.

A energia média (kWh) consumida em cada período de facturação, com um factor de potência de 0,88 foi:

Tabela 9.16 – Energia consumida (kWh) ao longo de 3 semanas em cada período de facturação

	23h – 9h	9h-10:30	10:30-12:30	12:30-20h	20h – 22h	22h-23h
Semana 1 ²	5950	1022	1171	4790	1275	475
Semana 2	6611	844	1321	5474	1260	375
Semana 3	5841	691	1156	4585	1208	370

A energia diária média (kWh) gasta durante o período compreendido entre 25 Agosto de 2008 e 14 Setembro 2008 foi com um factor de potência de 0,88:

Tabela 9.17 – Energia diária média consumida (kWh) ao longo de 3 semanas em cada período de facturação

	23h – 9h	9h-10:30	10:30-12:30	12:30-20h	20h – 22h	22h-23h
Semana 1	992	170	195	798	213	79
Semana 2	1102	141	220	912	210	63
Semana 3	974	115	193	764	201	62

O custo total da energia durante o período considerado foi cerca de 3014 euros.

Como não existem dados de produção de biogás, estimou-se a produção de biogás através da produção específica de metano. Através do caudal afluente médio diário em igual período de anos anteriores e admitindo uma captação de 175L/habitante.dia obteve-se a seguinte produção de energia:

Tabela 9.18 – Produção de energia eléctrica

Semana	Caudal (2007)(m ³ /dia)	Hab equiv.	Biogás (m ³ /dia)	Energia (KJ)	Energia KWh/dia
1	3276	18718	562	2.938.314	816
2	3029	17307	519	2.716.818	755
3	2849	16380	488	2.555.602	710

A energia produzida diariamente não é suficiente para tornar a ETAR auto-suficiente em termos energéticos mas permite a redução da dependência energética em cerca de 30%.

² Nesta semana apenas são considerados 6 dias de consumo

Concentrando a produção de energia nos períodos de ponta e cheia, desde que o grupo motor-gerador possua capacidade, é possível reduzir os custos de energia conforme se apresenta na tabela seguinte:

Tabela 9.19 – Redução de custos com sistema de co-geração

Semana	Redução (€)		Total diário (€)	Total semanal (€)
	Ponta	Cheia		
1	41,3	30,8	72,2	433,0
2	43,6	24,5	68,1	477,0
3	40,0	23,9	63,8	446,7

A redução de custos na ETAR seria aproximadamente 45% um valor bastante significativo e contando apenas com um caudal afluente aproximado de 3000m³, metade do descrito na Memória Justificativa da ETAR.

10. CONCLUSÕES

O potencial de biogás nas ETAR, caso fosse possível converter todos os efluentes, resultaria em 106Gwh/ano o que aproximadamente corresponde a 27MWe de potência máxima instalada. O potencial exequível resulta em 71 GWh/ano de energia eléctrica o que corresponde a 18MW de potência instalada.

Considerando a meta inicial definida pelo Governo para 2010, o biogás de ETAR representa 36% da meta e apenas 12 do valor posteriormente definido (150MW). Considerando o potencial estimado pela DGGE, representa apenas 8%.

Concretizar o potencial de biogás em ETAR é um desafio. Mas, as opções tecnológicas disponíveis actualmente tornam esta opção viável. Se a vertente técnica for complementada com conjunturas políticas e financeiras adequadas, será possível alcançar este objectivo. Será assim possível contribuir simultaneamente para a protecção ambiental e para o aproveitamento dos recursos endógenos energéticos de Portugal.

A valorização de biogás em ETAR poderá aumentar se o tarifário das Energias Renováveis for revisto e forem aplicados níveis de remuneração do kWh iguais/equiparados ao do biogás de aterro (na realidade, provém os dois de resíduos urbanos).

É necessário ter em conta que os valores dos parâmetros operacionais aqui apresentados relativos à ETAR de Sesimbra não podem ser tomados como conclusivos pois o sistema não se encontra a operar dentro de condições de funcionamento consideradas óptimas.

O sistema opera de forma homogénea o ano inteiro mas, sendo Sesimbra um local turístico bastante grande, deveriam ser tomados valores de referência diferentes em cada altura do ano.

O sistema de cogeração permite reduzir em cerca de 30% a dependência energética da ETAR.

A redução de custos na ETAR de Sesimbra é bastante significativa (45%) e, é expectável que, com o início de um sistema de cogeração, a produção de energia seja repartida por horas de produção não estando o sistema a funcionar em contínuo.

Deverá ser avaliada a possibilidade de incorporação de lamas de outras ETAR no sistema para aumentar a produção de biogás e assim fazer o sistema funcionar em contínuo contribuindo assim para o aumento da produção e possibilidade de exportação de energia para a rede pública.

11. BIBLIOGRAFIA

- AITKEN, M. D., & MULLENNIX, R. W. (1992). Another look at thermophilic anaerobic digestion of wastewater sludge. *Water Environmental Research* (64).
- AMARAL, L. (2008). Folhas de apoio às aulas de Técnicas de Drenagem e Tratamento de Águas Residuais. FCT/UNL.
- Ambiente, A. E. (2003). *O estado dos recursos hídricos na Europa*.
- BEATO, C. (12 de Outubro de 2006). Portugal ultrapassa metas de Bruxelas para energias renováveis. *Diário económico*.
- BROCK, T., & MADIGAN, M. T. (1991). *Biology of microorganisms* (6ª ed.). Reino Unido: Prentice Hall International Editions.
- CCE. (2000). *Guia Técnico de biogás*. Ministerio da Energia e Geologia.
- CE, C. E. (2008). *Europe's current and future energy position – Demands, resources and investments*.
- CONSTANT, M., NAVEAU, H., FERRERO, G., & NYNS, E. (1989). *BIOGAS - End use in the European Community*. Elsevier Applied Science.
- DINGENEN, W. V. (1998). *Explorar as energias renováveis no âmbito de uma estratégia de desenvolvimento sustentável*. Bruxelas: Observatório Europeu Leader (AEIDL).
- DINOPOULI, G., RUDD, T., & LESTER, J. N. (1988). Anaerobic acidogenesis of a complex wastewater: the influence of operational parameters on reactor performance. *Biotechnology and Bioengineering*, 31.
- DUARTE, E. A. (1991). Digestão Anaeróbia e Valorização de Efluentes de Suinicultura. *Dissertação apresentada para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia do Ambiente*. Faculdade de Ciência e Tecnologia, UNL.
- Energia importada vale 14% do consumo. (30 de Dezembro de 2004). *Diário de Notícias*.
- EPA. (Agosto de 1989). Comparative Evaluation of Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Digestion.
- FANNIN, K. F. (1994). *Start-Up, Operation, Stability and Control - Anaerobic Digestion of Biomass*. ELSEVIER APPLIED SCIENCE.
- FERGUSON, T., & MAH, R. (1994). *Methanogenic Bacteria - Anaerobic digestion of biomass*. Elsevier Applied Science.

- FERREIRA, A. C. (Julho de 2008). Biogás longe das metas em Portugal e na Europa. *Água & Ambiente* , 22-23.
- GARBER, W. F. (1982). Operating Experience with Thermophilic Anaerobic Digesters. *Water Pollution Control* .
- GERALDI, M. H. (2003). *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. John Wiley & Sons, Inc.
- HAANDEL, A. C. (1994). *Anaerobic Sewage Treatment*. John Wiley and Sons Ltd.
- HAANDEL, A. C., & LETTINGA, G. (1994). *Anaerobic Sewage Treatment: a practical guide for regions with a hot climate*. John Wiley and Sons Ltd.
- HAN, Y., & DAGUE, R. R. (1997). Laboratory studies on the temperatura phased anaerobic digestion of primary sludge. *Water Environmental Research* (69).
- HANSEN, J. A. (1996). *Management of Urban Biodegradable Wastes - B.K. AHRING (Co-digestion of manure with organic toxic wastes)*. Dinamarca: Aalborg University.
- HASHIMOTO, A. (1983). Thermophilic and Mesophilic Anaerobic fermentation of Swine Manure. *Biotechnology and Bioengineering* , 25.
- HOBSON, P. N., & WHEATHLEY, A. D. (1993). *ANAEROBIC DIGESTION - Modern theory and practice*. Londres: ELSEVIER APPLIED SCIENCE.
- HOUSE, D. (1981). *The Biogás Handbook*. Peace Press.
- JEYASSELAN, S. (1997). A simple mathematical model for anaerobic digetsion process. *Water Science and Technology* , 35.
- KIM, M., AHN, Y.-H., & SPEECE, R. (2002). Comparative process stability and efficieny of anaerobic digestion: mesophilic vs. thermophilic. *Water Research* , 36.
- MACHADO, B. (2008). Comunicação pessoal.
- MALINA, J. F., & POHLAND, F. G. (1992). *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*. TECHNOMIC, Publishing Co., Inc.
- McCARTY, P., & McKINNEY, R. (1961). Volatile acid toxicity in anaerobic digestion. *Journal of the Water Pollution Control Federation* , 23.
- METCALF, & EDDY. (2003). *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse* (4 ed.). McGraw Hill.
- NOVOTNY, V., & IMHOFF, K. (1989). *Karl Imhoff's Handbook of Urban Drainage and WasteWater Disposal*. John Wiley & Sons, Inc.
- OLIVEIRA, M. E., & NOGUEIRA, M. H. (1984). *BIOGÁS - uma energia de alternativa*. LNETI - Dep. Energias Renováveis.

OTV. (2005). *Traiter et valorizer les boues*. Veolia Eau.

PARKIN, G. F., & OWEN, W. F. (1986). Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges. *Journal of Environmental Engineering* , 112 (5).

PAVLOSTATHIS, S., & GIRALDO-GOMEZ, E. (1991). KINETICS OF ANAEROBIC DIGESTION. *Wat. Sci. Tech. Vol.24, No.8, pp.35-59* .

PEDROSO, C. N. (2008). Tratamento Biológico de Odores. *Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Perfil Engenharia Sanitária* . Monte da Caparica.

PUCHAJDA, B., & OLESZKIEWICZ, J. (2008). Impact of sludge thickening on energy recovery from anaerobic digestion. *Water Science and Technology* , 3.

QASIM, S. R. (1999). *Waste Water Treatment Plants - planning, desing and operation*. CRC PRESS.

RAMIREZ, I., & STEYER, J. P. (2008). Modeling microbial diversity in anaerobic digestion. *Water Science and Technology* , 2.

Relançado debate sobre centrais nucleares em Portugal - uma conjugação fatal de factores. (Dezembro de 2008). *TECNOLOGIAS DO AMBIENTE* .

REUSSER, S., & ZELINKA, G. (Julho/Agosto de 2004). Laboratory Scale Comparison of Anaerobic Digestion Alternatives. *Water Environment Research* , 76 (4).

SANTOS, J., & CARVALHO, P. (2008). Produção de energia eléctrica em regime especial. *Planeamento e Produção de Electricidade* . (D. d. Computadores, Ed.) Universidade de Coimbra, Faculdade Ciências e Tecnologia.

SCHULZ, E. (Abril de 2006). What's the importance of cogeneration.

SIMARSUL, S. (2001). Manual de Instruções do funcionamento da ETAR de Sesimbra.

SIMLIS, S. I. (2007). Aproveitamento de biogás - Legislação, Tecnologia e Casos Práticos. *Seminário sobre aplicação em Portugal e na União Europeia das Directivas Incidentes no Ciclo Urbano da Água*. Covilhã, Universidade da Beira Interior.

SMITH, W., & FRANK, J. (1988). *Methane from biomass : A systems approach*. Elsevier Applied Science.

SOUSA, E. R. (1990). *Concepção de Sistemas de Drenagem. Água residual comunitária. Água pluvial*. I.S.T.

SPEECE, R. E. (1988). A survey of municipal anaerobic sludge digestores and diagnostic activity assays. *Water Research* , 3.

SPELLMAN, F. R. (2003). *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations*. Lewis Publishers.

WPCF. (1977). *WASTEWATER TREATMENT PLANT DESIGN*. WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION.

WPCF, V. (1987). *ANAEROBIC SLUDGE DIGESTION, Manual of practice no.16*. Water Pollution Control Federation.

OUTRAS FONTES

i. Legislação consultada

DIRECTIVA 2001/77/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 27 de Setembro de 2001

Decreto – Lei 152/97 de 19 de Junho

Decreto – Lei 33-A/2005 de 16 de Fevereiro

Decreto – Lei 29/2006 de 15 de Março

Decreto – Lei 118/2006 de 21 de Junho

Decreto – Lei 172/2006 de 23 de Agosto

Decreto – Lei 198/2008 de 8 de Outubro

Decreto-Regulamentar 23/95 de 23 de Agosto

ii. Outros documentos

Comissão das Comunidades Europeias, “Energia para o futuro: Fontes de energia renováveis – Livro Branco para uma estratégia e um plano de Acção Comunitários”, 1997

GOMES, T., (2007). *Memória Descritiva da ETAR de Sesimbra*. SIMARSUL, S. A., Setúbal.

SIMARSUL, S. A., (2006). *Memória Descritiva e Justificativa da Empreitada de Concepção, Construção da Reformulação e Beneficiação da ETAR de Sesimbra – Projecto Base*. SIMARSUL, S. A., Setúbal.

FERREIRA, Vicente. *Economia de Energia em Sistemas de Valorização de biogás*,

DESSIS, Sociedade de Desenvolvimento de Sistemas – 2006

iii. Endereços electrónicos

ADENE / INETI (2001). *Forum Energias Renováveis em Portugal - Relatório Síntese*, http://e-Geo.ineti.pt/geociencias/edicoes_online/diversos/energias_renov/indice.htm,

acedido a 10-10-2008

Agência Portuguesa do Ambiente, 2008. *Agência Portuguesa do Ambiente*, <http://www.iambiente.pt>, acedido a 23-07-2008

Águas de Portugal, 2007. *AdP – Águas de Portugal*, <http://www.adp.pt>, acedido a 15-09-2008

Environmental Protection Agency (EPA), 2007. *U. S. Environmental Protection Agency*, <http://www.epa.gov> acedido a 30-06-2008.

Google Earth, 2007. *Google Earth*, <http://earth.google.com/intl/pt/>, acedido a 01-09-2008

Instituto da Água, 2008, <http://www.inag.pt> , acedido a 17-12-2008.

Instituto dos Resíduos, 2008, <http://www.inresiduos.pt>, acedido a 23-09-2007.

Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), 2008. *IRAR*, <http://www.irar.pt>, acedido a 27-11-2008.

Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Águas e Águas Residuais. *INSAAR*, <http://insaar.inag.pt>, acedido a 04-08-2008

QUERCUS AMBIENTE - nº. 25, <http://jornal.quercus.pt/scid/subquercus/defaultarticleViewOne.asp?categorySiteID=357&articleSiteID=751>, acedido a 20-12-2008

ANEXOS

ANEXO I

Valores de referência para as metas indicativas nacionais dos Estados-Membros relativas à parte da electricidade produzida a partir de fontes de energia renováveis no consumo bruto de electricidade em 2010 (*)

O presente anexo apresenta valores de referência para a determinação das metas indicativas nacionais relativas à electricidade produzida a partir de fontes de energia renováveis (E-FER), tal como constam do n.º2 do artigo 3.

	E-FER (TWh) 1997 (**)	E-FER 1997 % (***)	E-FER 2010 % (****)
Bélgica	0,86	1,1	6,0
Dinamarca	3,21	8,7	29,0
Alemanha	24,91	4,5	12,5
Grécia	3,94	8,6	20,1
Espanha	37,15	19,9	29,4
França	66,00	15,0	21,0
Irlanda	0,84	3,6	13,2
Itália	46,46	16,0	25,0 (¹)
Luxemburgo	0,14	2,1	5,7 (²)
Países Baixos	3,45	3,5	9,0
Áustria	39,05	70,0	78,1 (³)
Portugal	14,30	38,5	39,0 (⁴)
Finlândia	19,03	24,7	31,5 (⁵)
Suécia	72,03	49,1	60,0 (⁶)
Reino Unido	7,04	1,7	10,0
Comunidade	338,41	13,9 %	22 % (****)

(*) Ao tomarem em consideração os valores de referência fixados no presente anexo, os Estados-Membros devem necessariamente presumir que as orientações em matéria de auxílios estatais à protecção do ambiente permitem a existência de regimes de apoio nacionais para promoção da electricidade produzida a partir de fontes de energia renováveis.

(**) Estes valores são referentes à produção nacional de E-FER em 1997.

(***) A contribuição percentual de E-FER em 1997 e 2010 baseia-se na produção nacional de E-FER dividida pelo consumo nacional bruto de electricidade. No tocante ao comércio interno de E-FER (com certificação reconhecida ou origem registada), o cálculo destas percentagens influenciará os valores para 2010 dos Estados-Membros, mas não o total da Comunidade.

(****) Valor arredondado resultante dos valores de referência acima indicados.

(¹) A Itália declarou que 22 % seria uma percentagem realista, partindo do princípio de que em 2010 o consumo nacional bruto de electricidade será de 340 TWh.

Ao tomar em consideração os valores de referência constantes do presente anexo, a Itália presumiu que a produção nacional bruta de electricidade a partir de fontes de energia renováveis atingirá até 76 TWh em 2010. Este valor inclui a contribuição da fracção não biodegradável dos resíduos urbanos e industriais utilizados nos termos da legislação comunitária em matéria de gestão de resíduos. Neste contexto, a capacidade de alcançar a meta indicativa referida no presente anexo depende, nomeadamente, do nível real de procura nacional de energia eléctrica em 2010.

(²) Ao tomar em consideração os valores de referência indicativos constantes do presente anexo o Luxemburgo entende que o objectivo fixado para 2010 só poderá ser atingido se:

- o consumo total de electricidade em 2010 não exceder o de 1997,
- a produção de electricidade a partir de energia eólica puder ser multiplicada por 15,

ANEXO II

Produção primária a partir de biogás na União Europeia em 2007 (KTEP)

PRODUÇÃO DE ENERGIA PRIMÁRIA A PARTIR DE BIOGÁS NA UNIÃO EUROPEIA EM 2007 (KTEP)				
Países	Produção de biogás em aterros sanitários	Produção de biogás a partir de lamas de depuração (1)	Outras fontes de biogás (2)	Total
Alemanha	573,2	369,8	980,2	1923,2
Reino Unido	1515,0	181,0	—	1696,0
Itália	310,8	0,9	42,1	353,8
Espanha	251,6	56,8	25,8	334,3
França	148,0	75,0	4,0	227,0
Holanda	38,8	50,8	29,4	119,0
Áustria	11,2	3,5	103,4	118,1
Dinamarca	14,2	23,5	56,5	94,2
Polónia	27,5	65,8	0,5	93,8
Bélgica	50,6	25,0	7,8	83,3
Grécia	54,2	15,2	—	69,4
Finlândia	50,9	12,7	—	63,5
República Checa	25,2	31,1	3,6	59,9
Irlanda	25,4	4,8	4,5	34,7
Suécia	11,3	21,0	1,0	33,3
Hungria	0,1	7,3	3,1	10,5
Portugal	—	—	9,2	9,2
Luxemburgo	—	—	8,9	8,9
Eslovénia	6,9	1,1	0,4	8,4
Eslováquia	—	4,3	0,6	4,8
Estónia	1,3	—	—	1,3
Malta	0,0	0,0	0,0	0,0
União Europeia	3116,2	949,5	1281,1	5346,7

Fonte: Euroserver (1) Urbanas e industriais / (2) Centrais agro-pecuárias descentralizadas, centrais de metanização de resíduos sólidos urbanos e centrais centralizadas de codigestão

ANEXO III

Anexo do Decreto-Lei 198/2008 de 8 de Outubro – Identificação de zonas sensíveis e menos sensíveis

7132

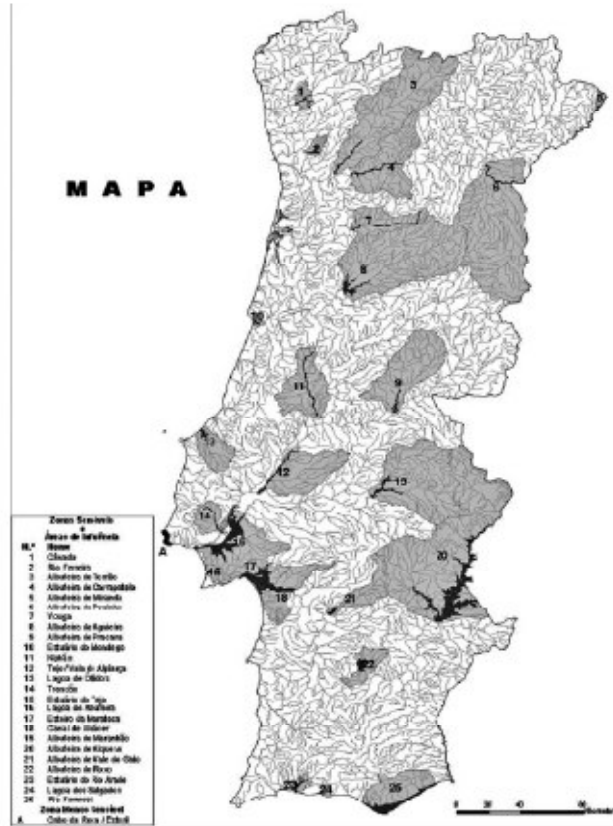
Diário da República, 1.ª série—N.º 195—8 de Outubro de 2008

Região hidrográfica (o número da de 1.ª de número)	Número	Nome	Bacia hidrográfica principal	Delineação da zona	Delimitação da zona sensível	Critério de identificação (os parâmetros indicados são os responsáveis pelo monitoramento da respectiva directiva)
RH 4	13	Lagoa de Óbidos	Rios Amóia e Real	Área da lagoa	Bacia hidrográfica da zona sensível	Eutrofização. Directiva n.º 91/492/CEE (Coli).
RH 5	14	Troia	Rio Tejo	Rio Troia desde a nascente até à foz	Bacia hidrográfica da zona sensível	Microbiologia (Coli).
RH 5	15	Estuário do Tejo	Rio Tejo	Margem esquerda — zona entre Vila Franca de Xira e a Cova do Vapor, até ao limite da praia de São João da Caparica (exclusivo), incluindo áreas inundadas.	Bacia hidrográfica da zona sensível, excluindo a bacia hidrográfica da margem esquerda do rio Tejo a montante de Vila Franca de Xira.	Directiva n.º 91/492/CEE (Coli).
RH 5	16	Lagoa de Albufeira	Ribeira da Apostoia	Área da lagoa e respectivas margens	Bacia hidrográfica da zona sensível	Directiva n.º 91/492/CEE (Coli).
RH 6	17	Estreito da Mantecca	Rio Sado	Zona a partir da Ponte do caminho de ferro do Zambujal, até à foz do rio Sado, incluindo as áreas inundadas.	Bacia hidrográfica da zona sensível, excluindo a bacia hidrográfica da ribeira da Mantecca a montante da Ponte do caminho de ferro do Zambujal.	Directiva n.º 91/492/CEE (Coli).
RH 6	18	Canal de Alcácer	Rio Sado	Zona a partir do Monte das Faísas até à foz do rio Sado, incluindo as áreas inundadas.	Bacia hidrográfica da zona sensível, excluindo a bacia hidrográfica do rio Sado a montante do Monte das Faísas.	Directiva n.º 91/492/CEE (Coli).
RH 5	19	Albufeira do Maranhão	Rio Tejo	Albufeira do Maranhão na ribeira de Seda	Bacia hidrográfica da zona sensível	Eutrofização.
RH 7	20	Albufeira de Alqueva	Rio Guadiana	Albufeira de Alqueva no rio Guadiana	Bacia hidrográfica da zona sensível	Eutrofização. Directiva n.º 75/440/CEE (Coli + NH4+).
RH 6	21	Albufeira de Vale do Gato	Rio Sado	Albufeira de Vale do Gato no rio Xarama	Bacia hidrográfica da zona sensível	Eutrofização.
RH 6	22	Albufeira do Roxo	Rio Sado	Albufeira do Roxo na ribeira do Roxo	Bacia hidrográfica da zona sensível	Eutrofização. Directiva n.º 75/440/CEE (Coli). Directiva n.º 78/659/CEE (OD + NH3 + NH4+).
RH 8	23	Estuário do rio Arade	Ribeiras do Algarve	Todo o estuário do rio Arade	Bacia hidrográfica da zona sensível, excluindo as bacias hidrográficas das ribeiras da Bousa, de Odeleira e do rio Alentejo a montante do estuário, e da ribeira do Falecho a montante da ponte da EN 124.	Directiva n.º 91/492/CEE (Coli).
RH 8	24	Lagoa dos Salgados	Ribeiras do Algarve	Área da lagoa	Bacia hidrográfica da zona sensível	Eutrofização.
RH 8	25	Ria Formosa	Ribeiras do Algarve	Todas as zonas da ria	Bacia hidrográfica da zona sensível	Directiva n.º 91/492/CEE (Coli).

Zonas menos sensíveis — Águas costeiras

Registo hidrográfica (Decreto-Lei n.º 347/2007, de 19 de Outubro)	Nome	Delimitação da zona	Coordenadas (metros)	
			M	P
RH 5 RH 10 RH 10	A — Cabo da Roca/Estoril B — Madeira C — Porto Santo	Águas costeiras, situadas em frente à zona rochosa entre o cabo da Roca e Estoril Todas as águas costeiras da ilha da Madeira Todas as águas costeiras da ilha de Porto Santo	81 287	202 474

Nota. — Sistema de coordenadas: projecção Gauss do Datum Geodésico Hayford de Lisboa Militar.



ANEXO IV-A**CENÁRIO I**

Zona (NUTS II)	Primário	Secundário	Terciário	Indefinido	Outros	Totais
NORTE	103.581	822.929	537.112	149.013	-	1.612.635
CENTRO	27.952	799.664	89.981	235.261	263.506	1.416.365
LISBOA	490.595	392.997	508.022	33.933	1.313.771	2.739.318
ALENTEJO	615	372.689	61.352	1.810	52.542	489.007
ALGARVE	1.270	266.509	24.445	-	3.579	295.803
AÇORES	-	40.870	-	-	41.873	82.743
MADEIRA	-	1.042	4.474	-	418	5.934
total	624.013	2.696.701	1.225.386	420.016	1.675.688	6.641.805

Para o cálculo da energia em GWh foi utilizada a seguinte conversão:

$$1\text{Joule} = 2,7778 \cdot 10^{-7} \text{KWh}$$

Zona (NUTS II)	CQO (Kg/dia)	Metano (m³/dia)	Biogás (m³)	Energia (KJ/dia)	Energia GWh/ano	Potencia (MW)
NORTE	96.758	33.865	48.379	253.148.183	26	7
CENTRO	84.982	29.744	42.491	222.338.097	23	6
LISBOA	164.359	57.526	82.180	430.012.679	44	11
ALENTEJO	29.340	10.269	14.670	76.763.351	8	2
ALGARVE	17.748	6.212	8.874	46.434.566	5	1
AÇORES	4.965	1.738	2.482	12.988.831	1	0
MADEIRA	356	125	178	931.507	0	0
total	398.508	139.478	199.254	1.042.617.213	106	27

Para a conversão de energia em potência foi utilizado o seguinte cálculo:

$$1\text{GWh/ano} = \frac{1000 \text{ MW} \cdot h}{3850h} = 0,26\text{MW}$$

ANEXO IV-B

CENÁRIO II

Zona (NUTS II)	Primário	Secundário	Terciário	Indefinido	Totais
NORTE	51.791	822.929	537.112	74.506	1.486.338
CENTRO	13.976	799.664	89.981	117.630	1.021.252
LISBOA	245.298	392.997	508.022	16.966	1.163.283
ALENTEJO	308	372.689	61.352	905	435.253
ALGARVE	635	266.509	24.445	-	291.589
AÇORES	-	40.870	-	-	40.870
MADEIRA	-	1.042	4.474	-	5.516
Total					4.444.101

Para o cálculo da energia em GWh foi utilizada a seguinte conversão:

$$1\text{Joule} = 2,7778 \cdot 10^{-7} \text{KWh}$$

Zona (NUTS II)	CQO Kg/dia	Metano (m ³ /dia)	Biogás (m ³)	Energia (KJ/dia)	Energia GWh/ano	Potencia (MW)
NORTE	89.180	31.213	44.590	233.322.363	24	6
CENTRO	61.275	21.446	30.638	160.314.090	16	4
LISBOA	69.797	24.429	34.899	182.609.909	19	5
ALENTEJO	26.115	9.140	13.058	68.325.141	7	2
ALGARVE	17.495	6.123	8.748	45.773.060	5	1
AÇORES	2.452	858	1.226	6.415.691	1	0
MADEIRA	331	116	165	865.891	0	0
Total	266.646	93.326	133.323	697.626.146	71	18

Para a conversão de energia em potência foi utilizado o seguinte cálculo:

$$1\text{GWh/ano} = \frac{1000 \text{ MW} * h}{3850h} = 0,26\text{MW}$$

ANEXO V – Parâmetros em cada dia de amostra**Ácidos gordos voláteis**

Data	Ácidos Gordos (mg/L)
22-12-2006	100
27-12-2006	200
13-03-2007	110
29-03-2007	100
10-04-2007	160
17-05-2007	140
24-05-2007	150
12-06-2007	110
27-06-2007	170
10-07-2007	140
26-07-2007	150
08-01-2008	130
24-01-2008	150
12-02-2008	140
26-02-2008	120
11-03-2008	150
27-03-2008	130
24-04-2008	110
13-05-2008	160
20-06-2008	170
17-07-2008	130
05-08-2008	86
21-08-2008	62
02-09-2008	51
18-09-2008	61

Alcalinidade

Data	mgCaCO₃/L	Data	mgCaCO₃/L
01-05-2006	4400	12-06-2007	2268
26-05-2006	4400	27-06-2007	320
14-06-2006	3800	10-07-2007	2800
28-06-2006	2500	26-07-2007	2928
12-07-2006	7300	13-11-2007	3300
02-08-2006	3200	29-11-2007	3400
09-08-2006	3100	11-12-2007	4100
09-08-2006	2900	28-12-2007	6000
12-09-2006	3000	01-01-2008	1500
29-09-2006	2800	24-01-2008	1600
11-10-2006	3200	12-02-2008	2800
08-11-2006	3900	26-02-2008	2900
22-11-2006	3200	11-03-2008	2900
13-12-2006	3500	27-03-2008	3100
22-12-2006	3500	08-04-2008	3200
27-12-2006	3400	24-04-2008	3200
15-01-2007	310	13-05-2008	3300
13-02-2007	1003	11-06-2008	3800
28-02-2007	1500	17-07-2008	3800
13-03-2007	1500	05-08-2008	4200
29-03-2007	2000	21-08-2008	6500
10-04-2007	2000	02-09-2008	6700
17-05-2007	2100	18-09-2008	7200
24-05-2007	2100	-	-

pH

06-01-2006	7,1
05-08-2008	6,9
02-09-2008	7,0

ANEXO VI – Registro de consumos

Mapa diário de consumo de energia - ETAR SESIMBRA

Ano: 2008

Dia		HORA:	Hora real	E AV	E AP	E AC	E SV	TOTAL	Operador
SEGUNDA	25-Ago	9:00							
		10:30							
		12:30		1442080	731280	1818492	266314		
		20:00		1442080	731420	1819445	266314		
		22:00		1442080	731547	1819424	266314		
TERÇA	26-Ago	23:00		1442080	731547	1820040	266314		
		9:00		1442698	731547	1820036	266353		
		10:30		1442698	731547	1820234	266353		
		12:30		1442698	731782	1820233	266353		
		20:00		1442698	731788	1821034	266353		
QUARTA	27-Ago	22:00		1442698	731996	1821137	266353		
		23:00		1442698	732037	1821204	266353		
		9:00		1443327	732037	1821242	267207	4263814	
		10:30		1443334	732260	1821453	267207	4264256	FALHOU
		12:30	12:37	1443334	732260	1822254	267207	4265059	PF
QUINTA	28-Ago	20:00	19:50	1443334	732501	1822282	267207	4265328	PF
		22:00	21:56	1443334	732501	1822282	267207	4265328	PF
		23:00	22:55	1443334	732517	1822377	267207	4265434	PF
		9:00	09:00	1443942	732517	1822383	267596	4265491	PF
		10:30	10:30	1443942	732517	1822545	267596	4266602	FALHOU
SEXTA	29-Ago	12:30	12:30	1443942	732755	1822545	267596	4267378	AN
		20:00	20:02	1443942	732776	1823419	267596	4267378	AN
		22:00	22:00	1443942	732990	1823419	267596	4267343	AN
		23:00	23:07	1443942	732992	1823553	267596	4268037	AN
		9:00	09:02	1444489	732992	1823555	267989	4269027	PF
SABADO	30-Ago	10:30	10:30	1444489	732992	1823720	267989	4269192	PF
		12:30	12:30	1444489	733197	1824071	267989	4269749	PF
		20:00	20:04	1444489	733209	1824646	267989	4270337	PF
		22:00	22:00	1444489	733420	1824648	267989	4270549	PF
		23:00	23:00	1444489	733420	1824763	267989	4270666	PF
DOMINGO	31-Ago	9:00	09:07	1445096	733420	1824774	268372	4271666	AN
		10:30	10:37	1445096	733591	1824910	268372	4272000	PF
		12:30	12:35	1445096	733638	1825034	268372	4272143	PF
		20:00	20:06	1445096	733652	1825523	268372	4272946	PF
		22:00	22:00	1445096	733875	1825525	268372	4273172	PF

Mapa diário de consumo de energia - ETAR SESIMBRA

Ano: 2008


Dia	HORA:	Hora real	E AV	E AP	E AC	E SV	TOTAL	Operador
SEGUNDA	01-Set	9:00	09:37	1446275	734541	1827116	269148	4276833 PF
		10:30	10:35	1446275	734551	1827196	269148	4276972 PO
		12:30	12:30	1446275	734534	1827196	269148	4277154 UN
		20:00	20:33	1446275	734609	1828009	269148	4287228 Mauro
		22:00	22:50	1446275	734766	1828009	269148	4287228 Mauro
		23:00	23:00	1446275	734787	1828081	269148	4287228 Mauro
TERÇA	02-Set	9:00	09:33	1446866	734787	1828142	269559	4275356 AN
		10:30	10:37	1446866	734799	1828271	269559	4279497 AN
		12:30	12:30	1446866	734884	1828271	269559	4279685 UN
		20:00	20:10	1446866	735034	1829067	269559	4280468 UN
		22:00	22:05	1446866	735194	1829025	269559	4280646 UN
		23:00	23:55	1446866	735194	1829079	269559	4280700 UN
QUARTA	03-Set	9:00	09:02	1447547	735194	1829095	269853	4281491 UN
		10:30	10:45	1447547	735308	1829225	269853	4281746 AN
		12:30	12:23	1447547	735314	1829235	269853	4281851 AN
		20:00	20:00	1447547	735417	1830087	269853	4282704 Mauro
		22:00	22:05	1447547	735629	1830107	269853	429172 Mauro
		23:00	23:56	1447547	735629	1830190	269853	4283022 UN
QUINTA	04-Set	9:00	09:50	1447949	735623	1830275	270263	4284118 AN
		10:30	10:39	1447949	735647	1830344	270263	4284204 UN
		12:30		1447949	735861	1830383	270263	4284458 AN
		20:00	20:50	1447949	735861	1831124	270263	4285189 PF
		22:00	22:00	1447949	736055	1831181	270263	4285412 PF
		23:00	23:00	1447949	736063	1831224	270263	4285502 AN
SEXTA	05-Set	9:00	09:04	1448542	736063	1831240	270644	4286491 Mauro
		10:30	10:30	1448542	736063	1831401	270644	4286653 UN
		12:30	12:25	1448542	736245	1831409	270644	4286872 UN
		20:00	20:00	1448542	736255	1832189	270644	4287632 PF
		22:00	22:30	1448542	736487	1832235	270644	4287909 PF
		23:00	23:00	1448542	736487	1832271	270644	4287946 PF
SÁBADO	06-Set	9:00	09:05	1447131	736487	1832285	270992	4288878 UN
		10:30	10:39	1447131	736492	1832421	270992	4289146 Mauro
		12:30		Não foi possível				
		20:00	20:05	1449131	736732	1833145	270992	4290002 PF
		22:00	22:00	1449131	736860	1833145	270992	4290171 PF
		23:00	23:56	1449131	736873	1833208	270992	4290206 PF
DOMINGO	07-Set	9:00	08:58	1449666	736873	1833218	271350	4291110 Mauro
		10:30	10:28	1449671	736873	1833347	271350	4291263 UN
		12:30	12:10	1449671	737091	1833411	271350	4291526 Mauro
		20:00	20:50	1449671	737091	1834154	271350	4292269 PF
		22:00	22:00	1449671	737268	1834181	271350	4292472 PF
		23:00	23:59	1449671	737268	1834240	271350	4292571 PF

Mapa diário de consumo de energia - ETAR SESIMBRA

Ano: 2008

Dia	HORA:	Hora real	E AV	E AP	E AC	E SV	TOTAL	Operador	
SEGUNDA	08-Set	9:00	09:00	1450216	737268	1834251	271717	4293459	VN
		10:30	10:23	1450216	737268	1834402	271717	4293665	Mauco
		12:30	12:18	1450216	737492	1834412	271717	4293840	ILPE
		20:00	20:00	1450216	737567	1835182	271717	4294185	ILPE
		22:00	22:00	1450216	737706	1835185	271717	4294026	ILPE
		23:00	23:01	1450218	737706	1835271	271717	4294994	ILPE
		9:00	09:20	1450757	737706	1835372	272085	4295927	PE
		10:30	10:45	1450757	737764	1835435	272085	4296044	PE
		12:30		1450757	737913	1835500	272085	4296258	AN
		20:00	20:03	1450757	737918	1836242	272085	4297005	ILPE
TERÇA	09-Set	22:00	22:02	1450757	738142	1836245	272085	4297233	ILPE
		23:00	23:00	1450757	738143	1836324	272085	4297312	ILPE
		9:00	09:01	1451327	738143	1836329	272405	4298087	ILPE
		10:30	10:30	1451327	738145	1836493	272405	4298453	PE
		12:30	12:29	1451327	738315	1836493	272405	4298623	ILPE
QUARTA	10-Set	20:00	20:09	1451327	738334	1837271	272405	4299420	AN
		22:00	22:09	1451327	738517	1837298	272405	4299629	AN
		23:00	23:03	1451327	738517	1837331	272405	4299728	AN
		9:00	08:40	1451829	738517	1837391	272812	4300554	PE
		10:30	10:45	1451901	738549	1837514	272812	4300778	PE
QUINTA	11-Set	12:30	12:36	1451901	738658	1837525	272812	4300898	Mauco
		20:00		1452447	738878	1837730	273148	4302293	VN
		22:00							VN
		23:00							VN
		9:00	08:53	1452435	738878	1838330	273148	4302793	Mauco
		10:30	10:36	1452447	738890	1838515	273148	4303002	Mauco
		12:30	12:33	1452447	739073	1838522	273148	4303192	Mauco
		20:00	19:56	1452447	739073	1839324	273148	4303794	VN
		22:00	21:58	1452447	739290	1839333	273148	4304000	VN
		23:00	22:55	1452447	739296	1839402	273148	4304094	VN
SEXTA	12-Set	9:00	08:24	1453035	739296	1839547	273516	4305395	ILPE
		10:30	10:24	1453035	739438	1839606	273516	4305659	ILPE
		12:30	12:50	1453035	739438	1839606	273516	4305659	ILPE
		20:00	20:15	1453035	739582	1840201	273516	4306335	Mauco
		22:00	22:00	1453035	739653	1840201	273516	4306817	Mauco
SÁBADO	13-Set	23:00	23:00	1453035	739656	1840282	273516	4307057	Mauco
		9:00	09:37	1453579	739656	1840337	273907	4307476	ILPE
		10:30	10:30	1453579	739776	1840407	273907	4307671	ILPE
		12:30	12:37	1453579	739876	1840419	273907	4307783	ILPE
		20:00	20:10	1453579	739893	1841191	273907	4308571	Mauco
DOMINGO	14-Set	22:00	21:45	1453579	740046	1841191	273907	4308641	Mauco
		23:00	23:00	1453585	740083	1841270	273907	4308847	Mauco

ANEXO VII – Tarifário pago à rede pública



edp

Direcção Canais de Atendimento
Rua Camilo Castelo Branco, 43 - 1050-044 Lisboa

Contactos EDP:
Atendimento Comercial/Empresas:
808 505 000 (8-20h-Dias úteis) (Custo chamada local)
Assistência Técnica: 800 506 506 (24h por dia)
Na Internet: www.edp.pt

TITULAR CONTRATO MORADA LOCAL CONSUMO
SIMARSUL-S I M A R P SETUBAL, S. A.
AV NAUFRAGOS
SESIMBRA
2970-637 SESIMBRA

CÓDIGO IDENT. LOCAL: 0 079 833 092 1/3

SIMARSUL-S I M A R P SETUBAL, S. A.
AV. LUISA TODI, 300 3º
SETUBAL
2900-452-SETUBAL

CÓDIGO DE PONTO DE ENTREGA
PT 0002 000 079 833 092 QA

Facturação, de 07 de Junho de 2008
débito a partir de: 2008-07-12 **€ 7.048,93**

N.º DE FACTURAÇÃO: 100 005 721 311

RESUMO DA CONTA-CORRENTE - Período de 2008-05-07 a 2008-06-07

Movimentos no período (€)	Débitos	Créditos	Saldo
Saldo anterior			7.045,03 (D)
Pagamentos efectuados		-7.045,03	0,00
Valores facturados	7.048,93		7.048,93 (D)
Saldo actual			7.048,93 (D)

(D) = Débito; (C) = Crédito

Factura de electricidade, n.º 10310959995, correspondente ao período de: 2008-05-08 a 2008-06-07

NOME DA INSTALAÇÃO	N.º EQ	POT. REQUISITADA	POT. INSTALADA	POT. CONTRATADA	DATA	N.º CONTRATO	TARIFA DO CONTRATO	CICLO HORÁRIO
SSB260C ETAR SESIMBRA	1	630 kVA	630,0 kVA	292,95 kW	09-2007	9002524044	MTB-Longas UT,Tetra-Horária	DIÁRIO

ELEMENTOS DE FACTURAÇÃO	PERÍODO A FACTURAR Data Início	Data Fim	QUANTIDADES (kWh/kVAh/kW)	PREÇO UNIT. (Euros)	FACTOR (%)	VALORIZAÇÃO (Euros)	IVA (%)	
En Activa vazio normal	2008-05-08	2008-06-07	18.968,00	0,0483	1,000	916,15	5	
En Activa super vazio	2008-05-08	2008-06-07	12.533,00	0,0449	1,000	562,73	5	
En Activa ponta	2008-05-08	2008-06-07	13.764,00	0,1044	1,000	1.436,96	5	
En Activa cheias	2008-05-08	2008-06-07	33.211,00	0,0755	1,000	2.607,43	5	
Potência horas de ponta			111,00	6,9950	1,000	776,45	5	
Potência contratada			292,95	1,2050	1,000	353,00	5	
En Reactiva cons fora vazio	2008-05-08	2008-06-07	6.546,00	0,0169	1,000	110,63	5	
En Reactiva fornecida vazio	2008-05-08	2008-06-07	0,00	0,0127	1,000	0,00	5	
Termo tarifário fixo			1,00	48,2000	1,000	48,20	5	
Base tributável			kWh	78.476,00		SUBTOTAL	6.711,55	
IVA (%)	5,00					Valor IVA (€)	335,58	
						Total sem IVA	6.711,55	
						Valor IVA	335,58	
Parcela relativa ao acesso às redes, sem IVA						€ 2.250,35		
(valor independente do fornecedor de energia eléctrica)						Valor em débito	€ 7.047,13	

OUTROS DÉBITOS / CRÉDITOS (€)

TIPO DE DOCUMENTO	QTD	DESCRIÇÃO	VALOR IVA (%)
Nota de Débito n.º 10310959995	1	Contribuição áudio-visual	1,71 5
(IVA 5 % * 1.71)			0,09
		Valor em débito	€ 1,80

(CONTINUA NA FOLHA SEGUINTE)

EDP Serviço Universal, S.A.

Estimado(a) Cliente

A EDP informá, nos termos do Aviso do Banco de Portugal, nº 10/2005, publicado no DR I Série B Nº 120, de 24 de Junho de 2005, relativo ao Sistema de Débitos Directos, do dever do cliente em conferir, através do Multibanco/ATM ou Banco, os dados da Autorização do Débito em Conta (ADC) aqui reproduzidos.

Cobrança por débito directo

BANCO: BARCLAYS BANK, PLC

Autorização de Débito em Conta (ADC): 00 895 313 613

Identificação do Credor (IC): 101 632

123